

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
DEPARTAMENTO DE SILVICULTURA Y MANEJO FORESTAL



**REGENERACIÓN NATURAL Y RESTAURACIÓN ECOLÓGICA POST-
INCENDIO DE UN BOSQUE MIXTO EN EL PARQUE ECOLÓGICO CHIPINQUE,
MÉXICO**

TESIS DE DOCTORADO

COMO REQUISITO PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE:
**DOCTORADO EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

PRESENTA:
EDUARDO ALANÍS RODRÍGUEZ

Linares, Nuevo León, México

Noviembre del 2010

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**

**DEPARTAMENTO DE SILVICULTURA Y MANEJO FORESTAL
REGENERACIÓN NATURAL Y RESTAURACIÓN ECOLÓGICA POSTINCENDIO
DE UN BOSQUE MIXTO EN EL PARQUE ECOLÓGICO CHIPINQUE, MÉXICO**

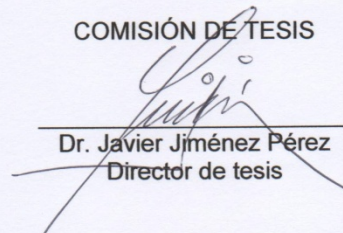
TESIS

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE:
DOCTORADO EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

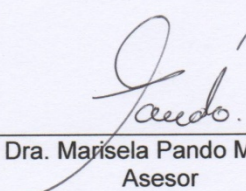
PRESENTA:

EDUARDO ALANÍS RODRÍGUEZ

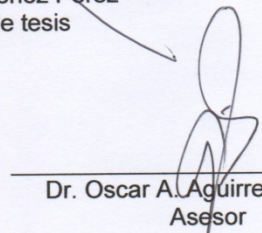
COMISIÓN DE TESIS



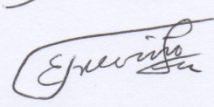
Dr. Javier Jiménez Pérez
Director de tesis



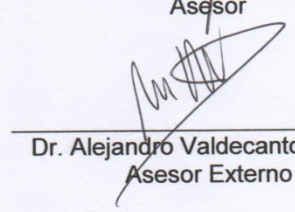
Dra. Marisela Pando Moreno
Asesor



Dr. Oscar A. Aguirre Calderón
Asesor



Dr. Eduardo J. Treviño Garza
Asesor



Dr. Alejandro Valdecantos Dema
Asesor Externo

Linares, Nuevo León, México

Noviembre del 2010

Manifiesto que la presente investigación es original y fue desarrollada para obtener el grado de Doctorado en Ciencias con Especialidad en Manejo de Recursos Naturales, donde se utiliza información de otros autores se otorgan los créditos correspondientes.

Eduardo Alanís Rodríguez

Noviembre del 2010

DEDICATORIA

A mi esposa Lupita Villarreal por todo su apoyo, cariño y comprensión, gracias por creer en nuestro proyecto de vida y hacerlo realidad, te dedico éste y todos mis logros. A mi hija Natalia por ser mi “máquina” de reír, gracias por enseñarme el verdadero significado de la vida.

A mis padres Jesús Alanís y Elva Rodríguez por su firme apoyo en mi trayectoria científica-académica, siempre dispuestos a motivarme y apoyarme en los momentos más difíciles. A mis hermanos Chuy y Abraham por compartir grandes momentos.

A la familia Rodríguez Tijerina por apoyarme desinteresadamente en mi formación académica, gracias por abrirme las puertas de su casa y aceptarme como un miembro más de su familia.

AGRADECIMIENTOS

La realización de una tesis doctoral es una etapa muy importante en la vida un investigador. En mi caso, esta etapa ha sido altamente satisfactoria en lo profesional y personal, tanto por los conocimientos y habilidades adquiridos, como por la oportunidad que he tenido de conocer y trabajar con un grupo de investigadores excepcional. Esta tesis no hubiera sido posible sin la colaboración de numerosas instancias y personas, tantas que espero que nadie se sienta omitido en las siguientes líneas. En todo caso, vayan de antemano mis disculpas si ello ocurre.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por otorgarme la beca para realizar los estudios de doctorado y por la beca-mixta para desarrollar la estancia pre-doctoral.

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León y en especial al cuerpo de profesores-investigadores que forjaron mi perfil profesional con sus conocimientos y experiencia.

Al Departamento de Silvicultura y Manejo Forestal de la Facultad de Ciencias Forestales por el apoyo brindado para el establecimiento y desarrollo de esta investigación.

Al comité de tesis, donde todos los integrantes de manera honesta, capaz y respetuosa crearon un ambiente de confianza y responsabilidad en el desarrollo de esta investigación.

No se podría entender el desarrollo de este trabajo sin la implicación directa y respaldo del Dr. Javier Jiménez Pérez guía en el largo proceso de aprendizaje que constituye una tesis doctoral. Gracias por sus acertadas recomendaciones científicas, técnicas, laborales y personales a lo largo de todo este tiempo, pero sobre todo por enseñarme a soñar y apoyarme en mis sueños.

A la Dra. Marisela Pando Moreno por el tiempo empleado en mi formación, gracias por estar siempre dispuesta al análisis y mejoramiento de los capítulos, por tus acertadas sugerencias en la elaboración de la presentación y por tu valiosa amistad.

Al Dr. Oscar A. Aguirre Calderón por su participación activa, propositiva y entusiasta en la elaboración de la investigación, gracias por sus comentarios, sugerencias, acertadas observaciones y por su amistad.

Al Dr. Eduardo J. Treviño Garza por sus acertadas recomendaciones en el ámbito científico, gracias por siempre estar dispuesto a conversar sobre la estructuración de la tesis, además de sus comentarios y sugerencias que mejoraron el escrito y por su amistad.

A mi asesor externo Dr. Alejandro Valdecanos Dema por las largas pláticas científico-técnicas, por el apoyo brindado durante mi estancia pre-doctoral en España, por su entusiasta participación en el análisis estadístico, generación de gráficos y sus acertados comentarios en torno al escrito y presentación de tesis. Gracias por compartirme parte de tu conocimiento y experiencia.

A todos mis asesores les doy las gracias por enseñarme a investigar y a disfrutar haciéndolo, así como por la libertad que me dieron de realizar esta investigación en buena medida a mi gusto.

Al Dr. David Fuentes por el apoyo brindado durante mi estancia pre-doctoral en España, por su colaboración en el análisis estadístico y generación de gráficos, además de sus acertados comentarios referentes a la presentación. Gracias por abrirme las puertas de tu casa y hacerme la estancia más enriquecedora.

A la M.C. Pamela Canizales Velázquez por la participación directa en la elaboración de 2 de los manuscritos y por estar siempre dispuesta a la crítica constructiva de la investigación. Gracias por las largas pláticas de proyecto de vida y por tu amistad.

Al Ing. Rafael Aranda Ramos y a la Biol. Perla Cecilia García Galindo por su participación activa como coautores en uno de los capítulos, sin duda su colaboración enriqueció en gran medida esta tesis.

Al Dr. Glafiro Alanís Flores por el apoyo en la identificación de las especies vegetales y por aportar ideas sobre la metodología del muestreo en campo.

Al Parque Ecológico Chipinque A.C. de B.P. y muy especialmente a la Lic. Lillian Belle Willcockson Directora General por todas las facilidades otorgadas para el desarrollo y establecimiento de esta investigación. Gracias por la información técnica e imágenes que me proporcionaste. También les agradezco a los compañeros del Parque Ecológico Chipinque Silvia Rivera, Don Rosendo, Moisés, Chuy, Crisanto y Enrique por compartir parte de su experiencia y conocimiento sobre las áreas regeneradas y restauradas post-incendio.

A todas las personas que participaron en la realización del trabajo de campo y gabinete y muy en especial al: M.C. Erick Iván Meléndez López, M.C. Pamela Anabel Canizales Velázquez, Biol. Perla Cecilia García Galindo, M.C. Esmeralda Méndez Vasconcelos, Biol. Daniel Espinoza Vizcarra, Biol. Esau Ian Moreno, Dra. Margarita García Bastida, Ing. Rafael Aranda Ramos, M.C. José Manuel Mata Balderas, Ing. Raúl Pulido Pérez e Ing. Milton Ruíz Bautista.

Quiero agradecerles enormemente a mi esposa Lupita por su cariño y confianza que me dio en todo momento, por los múltiples cambios de domicilio (Monterrey, Alicante y Linares) que tuvo que pasar y por tolerar mis largas ausencias por estar dedicado a esta investigación.

A mis padres que siempre estuvieron pendientes durante esta y todas las etapas de mi vida. Gracias por apoyarme en mi formación científica-académica.

A todas las personas con las que conviví en mi estancia pre-doctoral en el Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM) y Universidad de Alicante, y muy especialmente a Alejandro Valdecantos, David Fuentes, Jordi Cortina, Jaime Baeza, Thanos Smanis, Petalios Dimitrios, Karen Disante, Diana, Luna, Olga, Sara, Michich y Karim.

A todos mis compañeros y amigos de la facultad, por su amistad desinteresada que me ofrecieron y por compartir momentos tan agradables durante estos años de estudios, sobre todo a M.C. Víctor Manuel Molina, M.C. Diana Yemilet Ávila Flores, M.C. José Manuel Mata Balderas, M.C. Jesús Jaime Martínez Rodríguez, M.C. Regina Pérez, M.C. José Israel Yamallé, y M.C. Pamela Canizales Velázquez, gracias.

A mis compadres Toño y Nancy por la amistad y apoyo que me brindaron durante mi estancia pre-doctoral en España, gracias compadre por las pláticas de “proyecto de vida” e investigación.

A la familia Villarreal Rodríguez por todo su apoyo e interés ofrecido durante los tres años de doctorado, gracias por abrirme las puertas de su casa y apoyarme desinteresadamente en todo momento.

A Yesenia, Neidy, Sandra Cano, Nuria y Diana López quienes siempre estuvieron pendientes de todos los asuntos administrativos y escolares dentro del Doctorado.

Para todas las personas antes mencionadas y para aquellas que contribuyeron de una u otra forma a mi desarrollo profesional, expreso un sincero agradecimiento.

Resumen general

Los bosques templados del Parque Ecológico Chipinque (PECh) son de gran importancia debido a los servicios ambientales que proveen al Área Metropolitana de Monterrey. En el año de 1998 se suscitó un incendio forestal que afectó una tercera parte del PECh (≈ 500 ha). En el área post-incendio se realizó un programa de restauración ecológica y se dejó un área que regenerara naturalmente como testigo. En el año 2008 (10 años después) se establecieron sitios de muestreo para evaluar la regeneración de la vegetación leñosa en ambas áreas. La investigación va dirigida a responder la influencia de la exposición de ladera y severidad del fuego en la estructura arbórea así como a evaluar de manera crítica y científica las actuaciones de restauración. El género con mayor presencia en las áreas restauradas y regeneradas naturalmente fue *Quercus*. El área restaurada presentó como segunda especie más importante a *Pinus pseudostrobus* mientras que esta especie prácticamente desapareció de las áreas sometidas exclusivamente a regeneración natural. Las áreas con diferente exposición pero sometidos al mismo tratamiento de restauración (con y sin) mostraron una similitud de 57%, mientras que las que compartían exposición (NO y NE) ofrecieron una similitud del 70%. Esto sugiere que las áreas están más asociadas por la exposición de ladera de la Sierra Madre Oriental que por los tratamientos de restauración ecológica. La densidad del estrato arbóreo no mostró diferencias ($P=0.085$) en los tratamientos, mientras la dominancia fue menor ($P<0.001$) en el área restaurada con exposición noreste. La distribución vertical de las especies fue similar en las cuatro áreas evaluadas, mostrando que están constituidas predominantemente por dos estratos (medio y bajo). Referente al grado de severidad del incendio (intensidad media y alta) se tiene que las áreas presentan un 81% de semejanza, que no existen diferencias significativas en términos de diversidad-abundancia ($t=1,77$; $g.l.=811$), pero sí modificó la densidad ($t=0,040$) y área de copa ($t=0,024$), siendo menores en las áreas de severidad alta.

Summary

The template forests of the Ecological Park Chipinque (PECh) are of great importance due to the environmental services that provide to the Metropolitan Area of Monterrey. In 1998 a forest fire happened and affected a third of the PECh. In the post fire area an ecological restoration program was realized and an area that regenerated naturally was left as the witness. In 2008 (ten years later), were established sampling plots to evaluate the regeneration of tree vegetation in both areas. The investigation is aimed to respond the influence of the slope exposure and fire severity in the forest structure, as well as to evaluate in a critical way and scientific the restoration actions. The type with a greater presence in the restored and naturally regenerated areas was *Quercus*. The restored areas presented as more important second species to *Pinus pseudostrobus*, while this species practically disappeared of the naturally regenerated areas. Areas with different exposure, but with the same restoration treatment (with and within) showed a similarity of 57%, while the ones that shared exposition (NW and NE) had a similarity of the 70%. This suggests that the areas are more associated by the slope exposure of the Sierra Madre oriental that by the ecological restoration treatments. The density of the tree stratum did not show differences ($P=0.085$) in treatments, while the dominance was smaller ($P<0.001$) in the area restored area with northeastern exposition. The vertical distribution of the species was similar in the four evaluated areas, showing that they are formed predominantly by two strata (medium and low). Referring to the degree of fire severity (high and average intensity) was observed that the areas present an 81% of likeness that does not exist a significant difference in terms of diversity-abundance ($t=1,77$; $g.l.=811$), but it modified the density ($t=0,040$) and crown area ($t=0,024$), being smaller in the high severity areas.

Índice

I. Introducción general	1
II: Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque, México.	13
III. Efecto de la exposición de ladera en la estructura arbórea en áreas restauradas post-incendio del Parque Ecológico Chipinque, México.	51
IV. Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México.	67
V. Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto en el Parque Ecológico Chipinque, México.	84
VI. Conclusiones generales	103
Literatura citada	108

Capítulo I. Introducción general

México posee una de las mayores riquezas biológicas del planeta, por lo que se le considera como un país megadiverso (Ramamoorthy *et al.*, 1993) en el que las medidas de conservación de la biodiversidad deben priorizarse (Brooks *et al.*, 2003). En los casi dos millones de kilómetros cuadrados que abarca el territorio mexicano (1,5% de la superficie emergida del planeta) se encuentra alrededor del 10% de la diversidad biológica del mundo. México posee la mayor diversidad de pinos (*Pinus*) y encinos (*Quercus*) en el mundo (Mittermeier *et al.*, 1997; Rodríguez-Trejo y Myers, 2010).

En México, la tercera causa de pérdida de vegetación natural son los incendios forestales, sólo por debajo de la tala ilegal y la transformación de terrenos forestales a agrícolas y ganaderos (SEMARNAT 2006, Torres-Rojo *et al.*, 2007). México ocupa el octavo lugar entre los países que pierden sus bosques por causa de los incendios, siendo el 90% de ellos superficiales. En la década de los noventas se registraron 7839 incendios por año, los cuales consumieron 267000 hectáreas anualmente (Juárez y Cano, 2007).

En las últimas décadas, la frecuencia de los incendios forestales en los ecosistemas de bosques templados del noreste de México ha aumentado considerablemente (González *et al.*, 2007) y su causa se atribuye principalmente a la actividad humana. En México, se estima que el 99% del total nacional de los incendios forestales son originados por actividad humana y sólo el 1% por fenómenos naturales derivados de eventos meteorológicos, tales como descargas eléctricas (rayos) o erupción de volcanes (CONAFOR, 2009).

La pérdida de vegetación forestal ocasionada por incendios genera impactos locales y globales, *in situ* y *ex situ*: incremento en la erosión, que agrava los problemas de inundaciones (Benavides y MacDonald, 2005) y de aportes de sedimentos en las partes más bajas, y la reducción de la productividad de algunos

terrenos destinados a la producción primaria (Torres-Rojo *et al.*, 2007). Estos problemas van acompañados de la pérdida de la mayoría de bienes y servicios derivados del bosque, como calidad de agua, hábitat de fauna, productos no maderables y servicios ambientales difícilmente cuantificables económicamente (González, 1993).

Como resultado de los incendios, el componente vegetal de los ecosistemas sufre modificaciones en su estructura, diversidad y composición (González *et al.*, 2007; Ferry *et al.*, 2008; Scott *et al.*, 2009). Si bien el fuego es un agente natural responsable del mantenimiento y vitalidad de numerosos ecosistemas en todo el mundo (Vallejo y Valdecantos 2008), los efectos degradativos pueden ser profundos en sistemas sensibles al fuego donde éste no sea una fuerza natural o bien tenga lugar en frecuencias muy bajas (González *et al.*, 2008).

Si bien, a nivel mundial existe abundante literatura que analiza la respuesta de la vegetación leñosa después de los incendios forestales (Haire y McGarigal, 2008; Hernández-Clemente *et al.*, 2009; Prieto *et al.*, 2009; Gouveia *et al.*, 2010; Vega *et al.*, 2010), no hay demasiada información centrada en los ecosistemas mexicanos (Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003; Martínez y Rodríguez 2008; Lindig-Cisneros, 2010).

Por lo anterior, en el noreste de México el conocimiento de la regeneración natural en áreas incendiadas es fundamental para entender los procesos de recuperación del ecosistema tras una perturbación como es el fuego. El empleo de este tipo de información se ha incrementado entre los científicos, técnicos y gestores de sistemas naturales, ya que es el punto de partida para la correcta toma de decisiones dentro de los programas de rehabilitación y restauración ecológica.

La restauración ecológica es el proceso de ayudar el restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido (SER, 2004). Una definición más completa sería que es el conjunto de acciones con una visión a largo plazo,

mediante el cual se asiste, facilita o simula la sucesión natural (Keith, 2004; Ruiz y Mitchell, 2005; Cipollini *et al.*, 2005) obteniendo más rápidamente la estructura y función del ecosistema (Barrera y Ríos, 2002), y la biomasa, complejidad y determinación de las interacciones entre los organismos (Caribello, 2003; Chauhan, 2005; Sánchez *et al.*, 2005; Mayer, 2006).

En México, el número de proyectos de restauración ecológica es escaso (Bonfil y Trejo, 2010; Ramírez-Marcial, 2010), pero ha ido aumentando en las últimas décadas, debido en parte a los esfuerzos de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Pronatura A.C., que ha destinado fondos en áreas naturales protegidas y de conservación prioritaria (Lindig-Cisneros, 2010). En otras partes del país, como el caso del Parque Ecológico Chipinque dichos fondos se han logrado principalmente por las comunidades locales en colaboración con organizaciones no gubernamentales y las universidades.

Parque Ecológico Chipinque

Durante los años 1997 y 1998, incendios forestales sin control quemaron extensas superficies en Indonesia, Australia, Brasil, Canadá, Rusia, Estados Unidos de América y México. Las condiciones extremas de baja humedad relativa del aire y del contenido de humedad de la vegetación, las altas temperaturas y los vientos cálidos, todas alteraciones ocasionadas por “El Niño”, favorecieron la iniciación y propagación de muchos de estos siniestros (Castillo *et al.*, 2003, Meerhoff, 2008).

Las condiciones climáticas que prevalecieron en 1998 no dejaron exento de incendios forestales al Parque Ecológico Chipinque (PECh). Uno de ellos afectó una superficie aproximada de 500 ha con diferente grado de severidad. Cien ha se clasificaron como de severidad alta con eliminación total de la cobertura vegetal y, por tanto, dejando el suelo desnudo y expuesto a la erosión. En otras 150 ha, de severidad media, fue afectado el estrato arbóreo pero sin causar la muerte de todo

el arbolado. Finalmente, 250 ha fueron calificadas de severidad baja, afectando al estrato arbustivo y herbáceo sin apenas consecuencias sobre el arbolado (Miranda, 2004).

Para ayudar el restablecimiento del ecosistema incendiado se recurrió a la restauración ecológica. El proyecto de restauración ecológica fue elaborado por un grupo multi- e inter-disciplinario conformado por personal del PECh, el Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey y la Universidad Autónoma de Nuevo León (García, 2000). Las diferentes actividades emprendidas se llevaron a cabo con fondos empresariales, gubernamentales y de la sociedad civil.

En el proyecto de restauración ecológica se definieron las siguientes cuatro fases: (1) delimitación de áreas afectadas, (2) clasificación de las áreas afectadas, (3) ejecución de técnicas de rehabilitación y (4) monitoreo (Alanís *et al.*, 2008). Las fases uno y dos se desarrollaron mediante Sistemas de Información Geográfica. En la fase dos se clasificaron las áreas incendiadas tomando en consideración la afectación del elemento vegetal. La fase tres fue colocar material arbóreo incendiado de forma perpendicular a la pendiente para que sirviera de forma natural para la acumulación de suelo de arrastre (Whisenant, 2005; Robichaud *et al.*, 2008; 2009), la reforestación con *Pinus pseudostrobus* (2000 individuos/ha) y la poda de rebrotes en la base del tronco del género *Quercus* (Espelta *et al.*, 2007).

Parte fundamental del plan de la restauración ecológica es la fase cuatro (monitoreo del área), el cual es un registro ordenado de datos, que funcionan como una herramienta para la evaluación periódica y continua. El monitoreo refleja el desempeño de los diferentes componentes del proyecto a lo largo del tiempo y permite juzgar la pertinencia de los sistemas aplicados y propone esquemas alternativos para lograr los objetivos planteados hacia la condición de ecosistemas de referencia establecidos (Keith, 2004).

En la zona evaluada se han desarrollado investigaciones sobre el historial de incendios forestales (González *et al.*, 2007; 2008), diversidad de especies herbáceas en las primeras etapas sucesionales (Alanís, 1999 y Romero, 2009), y referentes a la biodiversidad del elemento arbóreo de ecosistemas impactados post-incendio (Alanís *et al.*, 2008 y Calderón, 2008). Pero referente a la riqueza de especies, biodiversidad, indicadores ecológicos y la diversidad de la estructura horizontal y vertical del elemento arbóreo de los ecosistemas regenerados naturalmente y con tratamiento de restauración ecológica post-incendio no se han desarrollado estudios. Por lo tanto, es necesario desarrollar investigaciones referentes a la caracterización de la diversidad estructural del elemento arbóreo (Aguirre *et al.*, 2003, Solís *et al.*, 2006; Feroz *et al.*, 2006; Felfili *et al.*, 2007; Giménez *et al.*, 2007), ya que la información generada es un elemento indispensable en la toma de decisiones sobre el manejo sustentable de los ecosistemas resultantes post-incendio (González *et al.*, 2007; 2008; Alanís *et al.*, 2008).

Objetivos y estructura de la tesis

La presente investigación tiene dos objetivos generales:

1. Evaluar la capacidad de regeneración natural post-incendio de un bosque de *Pinus-Quercus* y de una zona de transición de un bosque de *Pinus-Quercus* y el matorral submontano del noreste de México.
2. Analizar la efectividad de los tratamientos de restauración ecológica utilizados en las áreas post-incendio.

La tesis está estructurada en seis capítulos: El segundo y tercero son referentes a la estructura de la vegetación leñosa de un ecosistema de *Pinus-Quercus* post-incendio en áreas que regeneraron de manera natural y en áreas con tratamiento de restauración ecológica. En el cuarto y quinto capítulo se analiza la regeneración

post-incendio de una zona de transición de un bosque de *Pinus-Quercus* y el matorral submontano. Finalmente el sexto capítulo es una conclusión general de los resultados obtenidos de los capítulos anteriores.

A continuación se describen brevemente los diferentes capítulos que constituyen la tesis:

Capítulo II: Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque, México. En esta investigación se analizaron dos áreas post-incendio en la exposición de ladera NE, una regenerada naturalmente y otra con tratamiento de restauración ecológica en un bosque de *Pinus-Quercus*. En el estudio se evaluaron las especies leñosas y se estimó la riqueza y diversidad (α), los indicadores ecológicos de abundancia (A_r), dominancia (D_r), frecuencia (F_r), e índice de valor de importancia (IVI), la similitud/disimilitud (diversidad β) de las áreas, y se comparó la abundancia y dominancia de las áreas.

Capítulo III. Efecto de la exposición de ladera en la estructura arbórea en áreas restauradas post-incendio del Parque Ecológico Chipinque, México. En este capítulo se analiza el efecto de exposición (NO y NE) en un bosque de *Pinus-Quercus* post-incendio. En cada exposición de ladera existe un área regenerada naturalmente y otra con tratamiento de restauración. Se estimaron los índices del capítulo uno y se realizó un análisis de las relaciones entre las exposiciones y la composición florística de las áreas mediante un análisis de ordenación Bray-Curtis.

Capítulo IV. Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. En esta investigación se caracterizó la regeneración de la vegetación leñosa post-incendio de una zona de transición de un bosque de *Pinus-Quercus* y un matorral

submontano. Se analizó la riqueza específica, diversidad y la estructura horizontal mediante indicadores ecológicos.

Capítulo V. **Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto en el Parque Ecológico Chipinque, México.** Esta investigación se desarrolló en una zona post-incendio de transición de un bosque de *Pinus-Quercus* y el matorral submontano. El objetivo fue analizar la regeneración de la vegetación leñosa en áreas con diferente severidad de incendio (media y alta).

LITERATURA CITADA

- Aguirre, O.A.; Hui, G.; Gadow, K. V.; Jiménez, J. 2003: An analysis of spatial forest structure using neighborhood-based variables. *Forest Ecology and Management* 183: 137-145.
- Alanís, E.; Jiménez, J.; Espinoza, D.; Jurado, E.; Aguirre, O.A.; González, M. A. 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2):113-118.
- Alanís, E.; Jiménez, J.; Pando,.; Aguirre, O.A.; Treviño, E.J.; Canizales, P.A. 2010. Efecto de la exposición de ladera en la estructura arbórea en áreas restauradas post-incendio del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Acta Biológica Colombiana*. En prensa.
- Alanís, G. 1999. Flora emergente o pionera en el Parque Ecológico Chipinque. *Revista de divulgación Científica Ambiente Chipinque* (3):44-51.
- Barrera, J.; Ríos, H. 2002. Acercamiento a la ecología de la restauración. *Perez-Arbelaesia* (13) 33-46.
- Bonfil, C.; Trejo I. 2010. Plant propagation and the ecological restoration of Mexican tropical deciduous forests. *Ecological Restoration* 28(3):369-376.

- Calderón, A. 2008. Efecto de los incendios forestales en la composición de especies arbóreas y arbustivas del Parque Ecológico Chipinque. Tesis de Licenciatura. FCB, UANL.
- Caribello, J. 2003. Restauración de Ecosistemas a partir del manejo de la vegetación, Guía Metodológica. Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial. Colombia. 96 pp.
- Castillo, M.; Pedernera, P.; Peña, E. 2003. Incendios forestales y medio ambiente: una síntesis global. Revista Ambiente y Desarrollo de CIPMA. 19(3):44-53.
- Chauhan, M. 2005. Book Review. Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. Restoration Ecology. 13(3):578-579.
- Cipollini, K.; Maruyama, A.; Zimmerman, C. 2005. Planning for restoration: A decision Analysis Approach to prioritization. Restoration Ecology. 13(3):460-470.
- CONAFOR (2009) Comisión Nacional Forestal. Evaluación de áreas impactas por incendios forestales. Disponible en: URL: <http://www.confaor.gob.mx>
- Espelta, J.M.; Bonfil, C.; Alumbrosos, J.R. 2007. Respuesta a la reiteración de perturbaciones del monte bajo de encina y roble y posibles tratamientos de mejora. Cuaderno de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 21:37-42.
- Felfili, J.; Terra, A. R.; William, C.; Meirelles, E. M. 2007. Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. Rev. Bras. Bot. 30(4):611-621.
- Feroz, S. M.; Hagihara, A.; Yokota, M. 2006. Stand structure and woody species diversity in relation to stand stratification in a subtropical evergreen broadleaf forest, Okinawa Island. Journal of Plant Research 119(4):293-301.
- Ferry, J. W.; Bernard, C.S.; Van Beek, M.; Breman, F.C.; Eichhorn, C.A. 2008. Tree diversity, composition, forest structure and aboveground biomass dynamics after single and repeated fire in a Bornean rain forest. Oecologia 158(3):579-588.

- García, D. A. 2000. Restauración de la vegetación en los bosques de encino y pino en el Parque Ecológico Chipinque, México. Tesis de licenciatura. FCF, UANL.
- Giménez, A. M.; Hernández, P.; Gerez, R.; Ríos, N. A. 2007. Diversidad vegetal en siete unidades demostrativas del chaco semiárido argentino. *Madera y Bosques* 13(1):61-78.
- González, C. A. 1993. The economic impact of fire on forest resources. *Wildfire* (1):16-21.
- González, M.A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Schulz, R. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *For. Ecol. Manage.* 256: 161-167.
- González, M.A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Himmelsbach, W. 2007. Reconstrucción del Historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques* 13(2):51-63.
- Gouveia, C.; DaCamara, C.C.; Trigo R.M. 2010. Post-fire vegetation recovery in Portugal based on spot/vegetation data. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 10:673-684.
- Haire, S.L.; McGarigal K. 2008. Inhabitants of landscape scars: succession of woody plants after large, severe forest fires in Arizona and New Mexico. *The Southwestern Naturalist* 53(2):146–161.
- Hernández-Clemente, R.; Navarro, R.M.; Hernández-Bermejo, J.E.; Escuin, S.; Kasimis, N.A. 2009. Analysis of Postfire Vegetation Dynamics of Mediterranean Shrub Species Based on Terrestrial and NDVI Data. *Environmental Management* 43(5):876-887.
- Juárez, S.; Cano, Z. 2007. El cuarto elemento y los seres vivos: Ecología del fuego. *Ciencias* (85):4-12.
- Keith, B. 2004. Global restoration network. *Ecological Restoration*. Vol. 22(4):252.

- Lindig-Cisneros, R. 2010. Ecological restoration in Mexico: The challenges of a multicultural megadiverse country. *Ecological Restoration* 28(3):232-233.
- Martínez, H.C.; Rodríguez, D.A. 2008. Species diversity after prescribed burns at different intensities and seasons in a high altitude *Pinus hartwegii* forest. *Interciencia* 33(5):337-344.
- Mayer, P. 2006. Biodiversity-The appreciation of different thought styles and values helps to clarify the term. *Restoration Ecology*. 14(1):105-111.
- Meerhoff, E. 2008. El fenómeno meteorológico el niño 1997-1998 a escala regional y por países. Informe de pasantía PHI-LAC UNESCO. 19 pp.
- Miranda, R. 2004. Determinación de las áreas de riesgo a incendios forestales del Parque Ecológico Chipinque, Nuevo León. En: Villeres, L. y López, J. Incendios forestales en México, métodos de evaluación. Centro de Ciencias de la Atmosfera, Universidad Nacional Autónoma de México. 99-106 pp.
- Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Robles P. 1997. Megadiversidad, los países biológicamente más ricos del mundo. CEMEX, México. 501 pp.
- Prieto, P.; Peñuelas, J.; Lloret, F.; Llorens L.; Estiarte, M. 2009. Experimental drought and warming decrease diversity and slow down post-fire succession in a Mediterranean shrubland. *Ecography* 32: 623-636.
- Ramamoorthy, T.P.; Bye, R.; Lot, A.; Fa J. (eds.) 1993. Biological diversity of Mexico: origins and distribution. Oxford University Press, New York.
- Ramírez-Marcial, N.; González-Espinosa, M.; Camacho-Cruz, A.; Ortiz-Aguilar, D. 2010. Forest restoration in Lagunas de Montebello National Park, Chiapas, Mexico. *Ecological Restoration* 28(3):354-360.
- Robichaud, P.R.; Lewis, S.A.; Brown, R.E.; Ashmun, L.E. 2009. Emergency post-fire rehabilitation treatment effects on burned area ecology and long-term restoration. *Fire Ecology Special Issue* 5(1):115-128.
- Robichaud, P.R.; Wagenbrenner, J.W.; Brown, R.E.; Wohlgemuth, P.M.; Beyers, J.L. 2008. Evaluating the effectiveness of contour-felled log erosion

barriers as a post-fire runoff and erosion mitigation treatment in the western United States. *International Journal of Wildland Fire* 17:255–273.

- Rodríguez-Trejo, D.A.; Fulé, P.Z. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12(1):23-37.
- Rodríguez-Trejo, D.A.; Myers, R.L. 2010. Using oak characteristics to guide fire regime restoration in mexican pine-oak and oak forests. *Ecological Restoration* 28(3):303-323.
- Romero, J.L. 2009. Evaluación de la flora emergente en áreas impactadas por el fuego el 15 de junio del 2006 en el Parque Ecológico Chipinque. Tesis de Licenciatura. FCB, UANL.
- Ruiz, M.; Mitchell, T. 2005. Restoration success: How is it being measured? *Restoration Ecology*. 13(3):569-577.
- Sánchez, O.; Peters, E.; Márquez-Huitzil, R.; Vega, E.; Portales, G.; Valdez, M.; Azuara D. (eds.) 2005. Temas sobre restauración ecológica. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, U.S. Fish and Wildlife Service, Unidos para la Conservación A.C. 256 p.
- Sánchez-Velásquez, L. R.; Pineda-López, M. A.; Galindo-González, J.; Díaz-Fleischer F.; Zúñiga, J. L. 2009. Opportunity for the study of critical successional processes for the restoration and conservation of mountain forest: The case of mexican pine plantations. *Interciencia* 34(7):518-522.
- Scott L.; Moghaddas, J.J.; Edminster, C.; Fiedler, C.E.; Haase, S.; Harrington, M.; Keeley, J.E.; Knapp, E.E.; McIver, J.D.; Metlen, K.; Skinner, C.N.; Youngblood, A. 2009. Fire treatment effects on vegetation structure, fuels, and potential fire severity in western U.S. forests. *Ecological Applications* 19(2):305-320.
- SEMARNAT. 2006. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. El medio ambiente en México 2005: En resumen, 2006. Disponible en: URL: <http://www.semarnat.gob.mx>.

- Society for Ecological Restoration International (SER). 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Disponible: www.ser.org/
- Solís, R.; Aguirre, O.A.; Treviño, E. J.; Jiménez, J.; Jurado, E.; Corral, J. 2006. Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y Bosques* 12(2):49-64.
- Torres-Rojo, J.M.; Magaña-Torres, O.S.; Ramírez-Fuentes, G.A. 2007. Long run forest fire danger index. *Agrociencia* 41(6):663-674.
- Vallejo, V.R.; Valdecantos, A. 2008. Fire. In: Land care in desertification affected area: From science toward application (LUCINDA project). Booklet Series B2. (http://geografia.fcsh.unl.pt/lucinda/desertification_processes.html)
- Vega, J.A.; Fernández, C.; Pérez-Gorostiaga, P.; Fonturbel, T. 2010. Response of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) recruitment to fire severity and post-fire management in a coastal burned area in Galicia (NW Spain). *Plant Ecology* 206(2):297-308.
- Whisenant, S. 2005. First steps in erosion control. Forest restoration in landscapes. Springer New York pp. 350-356.

Capítulo II.

Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque, México



Fotografía de un bosque de *Pinus-Quercus* post-incendio tomada en el año 1998 en el Parque Ecológico Chipinque.

Publicado como: Alanís, E.; Jiménez, J.; Pando, M.; Aguirre O.; Treviño, E.J.; García, P.C. 2010. Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad y estructura del componente arbóreo del Parque Ecológico Chipinque, México. Revista Madera y Bosques. Aceptado

Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque, México

Eduardo Alanís Rodríguez^{1,2}, Javier Jiménez Pérez¹, Marisela Pando Moreno¹, Oscar A. Aguirre Calderón¹, Eduardo J. Treviño Garza¹, Perla C. García Galindo²

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León.
Carretera Linares-Cd. Victoria Km 145. Apartado Postal 41. C. P. 67700 Linares,
Nuevo León, México. E-mail: jjimenez@fcf.uanl.mx

²Departamento de Investigación y Manejo de Recursos Naturales, Parque
Ecológico Chipinque, A. C. Ave. Ricardo Margáin Zozaya No. 440 Col. Valle del
Campestre, C. P. 66261 Garza García N. L. México Tel. (81) 83 03 00 00. Ext.
124 E-mail: alanis_eduardo@yahoo.com.mx

RESUMEN

Los bosques templados del Parque Ecológico Chipinque (PECh) son de gran importancia debido a los servicios ambientales que proveen al Área Metropolitana de Monterrey. En el año de 1998 se suscitó un incendio forestal que afectó una tercera parte del PECh. En el área post-incendio se realizó un programa de restauración ecológica. En el año 2008 (10 años después) se realizó un análisis comparativo de la diversidad del elemento arbóreo del área restaurada y otra regenerada naturalmente. El objetivo fue determinar si existen diferencias estadísticas en la diversidad arbórea (número y densidad de especies, y estructura vertical y horizontal) entre las dos áreas. Mediante una curva especies-superficie se determinó el establecimiento de cuatro unidades de muestreo de 100 m² en cada área. Se registraron ocho familias, 10 géneros y 14 especies. El género con mayor presencia en ambas áreas fue *Quercus*. El área restaurada presentó como segunda especie más importante a *Pinus pseudostrobus*. De acuerdo al análisis vertical del estrato arbóreo se determinó que ambas áreas son multicohortales.

Referente a la diversidad β las áreas evaluadas presentaron una similitud media-alta. El área restaurada y regenerada no presentaron diferencias estadísticas significativas en la diversidad-abundancia ($t= 0,55$, g.l.=1269,63, $p<0,05$), abundancia ($t=0,16$) y dominancia ($t=0,26$). Con esta investigación se generó información cuantitativa que indica que las prácticas silvícolas empleadas para la restauración ecológica incrementaron la densidad del *P. pseudostrobus*, sin alterar la diversidad, abundancia y dominancia del elemento arbóreo.

Palabras Clave:

Restauración ecológica, diversidad.

ABSTRACT

The temperate forests of Chipinque Ecological Park (PECh) are of great importance due to environmental services they provided to the Metropolitan Area of Monterrey. In 1998 was raised a forest fire that affected the third part of the PECh. In the burned area an ecological restoration program was performed. In 2008 (ten years after the fire) we conducted a comparative analysis of the diversity of the arboreal component of the restored area and naturally regenerated. The objective was to determine whether there were statistical differences in tree diversity (number and species density, and vertical and horizontal structure) between the two areas. By means of species-area curve was determined the establishment of four sampling units of 100 m² in each area. We found 8 families, 10 genera and 14 species. The genus with more presence in both areas was *Quercus*. The second specie more important in the restored area was *Pinus pseudostrobus*. According to vertical analysis of the tree layer we concluded that both areas were multicohorts. In relation to β diversity the evaluated areas presented a medium-high similarity. The restored area and regenerated did not present statistical differences in the diversity-abundance ($t=0,55$, g.l.=1269,63, $p<0,05$), abundance ($t=0,16$) and dominance ($t=0,26$). This research generated quantitative information that indicates that the silvicultural practices employed for

ecological restoration increased the density of *P. pseudostrobus*, without altering the diversity, abundance and dominance of the tree layer.

Keywords:

Ecological restoration, diversity.

INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas más significativos que impactan los ecosistemas forestales son los incendios forestales (Minnich *et al.*, 2000; González *et al.*, 2005; Kodandapani *et al.*, 2009). Estos eventos modifican la estructura, composición y diversidad del elemento arbóreo (Alanís *et al.*, 2008; González *et al.*, 2008). En el Parque Ecológico Chipinque (PECh) se suscitó un incendio en el año 1998 que impactó más de 500 ha de bosques templados (Alanís *et al.*, 2008). Ante este acontecimiento un grupo multidisciplinario conformado por personal del PECh y la Universidad Autónoma de Nuevo León generaron un proyecto de restauración ecológica, que con fondos empresariales, gubernamentales y de la sociedad civil se implementó eficientemente.

En la zona de estudio se han desarrollado investigaciones sobre el historial de incendios forestales (González *et al.*, 2007; González *et al.*, 2008), diversidad de especies herbáceas en las primeras etapas sucesionales (Alanís, 1999; Romero, 2009), y referentes a la biodiversidad del elemento arbóreo de ecosistemas impactados post-incendio (Alanís *et al.*, 2008; Calderón, 2008). Pero referente a la diversidad de la estructura horizontal y vertical del estrato arbóreo de los ecosistemas restaurados post-incendio se han realizado escasos estudios. Por lo tanto, es necesario desarrollar investigaciones referentes a la caracterización de la diversidad estructural del estrato arbóreo (Aguirre *et al.*, 2003, Solís *et al.*, 2006; Feroz *et al.*, 2006; Felfili *et al.*, 2007; Giménez *et al.*, 2007), ya que la información generada es un elemento indispensable en la toma de decisiones sobre el manejo

sustentable de los ecosistemas resultantes post-incendio (González *et al.*, 2007; González *et al.*, 2008; Alanís *et al.*, 2010).

OBJETIVOS

Los objetivos de la presente investigación fueron: (1) estimar la riqueza y diversidad (α) de las especies arbóreas ($\geq 1\text{cm}$) establecidas post-incendio en dos áreas; una regenerada naturalmente y otra restaurada, (2) evaluar los indicadores ecológicos de abundancia (A_r), dominancia (D_r), frecuencia (F_r), e índice de valor de importancia (IVI), (3) cuantificar la similitud/disimilitud (diversidad β) de las áreas, (4) comparar la abundancia y dominancia de las áreas y (5) evaluar si la diversidad-abundancia difiere entre las áreas. La hipótesis es que las dos áreas presentan diferencias estadísticas significativas en la diversidad, abundancia y dominancia.

METODOLOGÍA

El estudio se realizó en el Parque Ecológico Chipinque (Figura 1) el cual forma parte del Área Natural Protegida (ANP) Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM), y posee una extensión territorial de 1,815 ha, localizadas en los municipios de San Pedro Garza García y Monterrey, Nuevo León (Noreste de México). Presenta altitudes que varían de los 750 a los 2,200 m, situándose entre las coordenadas geográficas $100^{\circ}18'$ y $100^{\circ}24'$ de longitud oeste y $25^{\circ}33'$ y $25^{\circ}35'$ de latitud norte. El PECh se ubica en la Región Hidrológica 24 denominada Río Bravo; pertenece al sistema de topomorfias Sierra Pliegue Flexionada donde los suelos dominantes son litosol y rendzina (INEGI, 1986).

La precipitación varía de 300 a 600 mm anuales y el clima es semiseco, con lluvias marcadas en verano con una temperatura media anual de $21,3^{\circ}\text{C}$. La temperatura media mensual más cálida está entre 30 y 31°C y se presenta en los meses de junio, julio y agosto; y la menor se registra en los meses de enero y

diciembre con un valor de 13 a 14°C. (INEGI, 1986). El ecosistema maduro de referencia está constituida por un bosque mixto conformado por especies de *Pinus* y *Quercus*, entre las que destacan *Pinus pseudostrobus* (Lindl.), *P. teocote* (Schiede. ex Schltdl. & Cham.) y del género *Quercus*: *Q. rysophylla* (Weath), *Q. laeta* (Liemb), *Q. polymorpha* (Schltdl. & Cham.), *Q. laceyi* (Small) y *Q. canbyi* (Trel.) (Jiménez *et al.*, 2001; Alanís *et al.*, 2008).



Figura 1. Localización del Parque Ecológico Chipinque.

Para lograr los objetivos trazados en esta investigación, en el año 2008 se evaluó una zona impactada por un incendio forestal ocurrido en abril de 1998. El incendio fue superficial y de copa y duró seis días. Como resultado del incendio, los elementos arbóreos sufrieron un daño total de la parte aérea. Como estrategia evolutiva *Pinus pseudostrobus* tiende a resistir los incendios debido a su gruesa corteza y a la protección de las yemas terminales (Rodríguez y Fulé, 2003), pero debido a la intensidad y duración del incendio no hubo sobrevivencia de esta especie en el área. En cambio, las especies del género *Quercus* tienen como estrategia evolutiva la capacidad de rebrotar (Zavala, 2000; Moreira *et al.*, 2008; Catry *et al.*, 2009); García (2000) desarrolló un estudio post-incendio en un área contigua a la de esta investigación, dónde cuantificó el número de rebrotes de la base del tronco incendiado de *Quercus rysophylla* (9.2 ± 7.1) y *Q. canbyi* (8.2 ± 4.5) a un año de ser impactados por el incendio.

En el año 2008, 10 años después del incendio forestal, se muestrearon dos áreas post-incendio, una restaurada y otra regenerada naturalmente. Ambas áreas habían sido afectadas por incendios en los años de 1972, 1984 y 1998 (González *et al.*, 2007). Las dos áreas presentan condiciones ecológicas similares (ecosistema mixto de pino-encino, clima seco, altitud entre 1,100 y 1,150 m, suelo litosol, pendiente entre 30 y 35° y exposición noreste).

La única diferencia que presentaban las áreas, es que una se regeneró naturalmente sin intervención humana y en la otra se implementó un programa de restauración ecológica, donde se realizaron prácticas silvícolas para favorecer la sucesión natural. En 1998 se colocó material arbóreo incendiado de forma perpendicular a la pendiente (barreras naturales), el cual sirvió de forma natural para la acumulación de suelo de arrastre (Whisenant, 2005). En el mismo año se realizó una reforestación manual con *Pinus pseudostrobus* en el mes de septiembre (época de mayor precipitación) con una densidad de 2000 ind./ha y se sustituyeron las plántulas muertas durante los siguientes cinco años (1999 al 2003). Las plántulas presentaban una altura de 15 cm y se establecieron con pan de tierra. Para mejorar las características del suelo en la cepa de plantación, como la retención y disponibilidad del agua, aireación y descompactación se utilizó hidrogel. Desde el año 1999 hasta el 2003 se realizó un aclareo de las especies herbáceas y arbóreas contiguas a *P. pseudostrobus*, con el objetivo de disminuir la cobertura foliar de los individuos vecinos y así favorecer el crecimiento de la especie de interés. Para favorecer la formación arbórea de *Quercus* sp., se podaron los vástagos dejando únicamente el que presentaba las mejores características fenotípicas.

Dada la alta densidad de individuos leñosos ($d_{0.10} \geq 1$ cm) en el área de estudio, se establecieron sitios cuadrados de 100m² (Corral *et al.*, 2005; Alanís *et al.*, 2008) con una equidistancia de 20 metros para evitar variaciones edáficas y altitudinales. Después se elaboró una curva especie-superficie (Mostacedo y Fredericksen,

2000) para cada área, con la finalidad de estimar el número mínimo de sitios necesarios para obtener información representativa de la diversidad de especies, realizando en total 4 sitios por área. En los sitios de muestreo se obtuvieron los parámetros dasométricos de altura total (h) y diámetro ($d_{0.10}$) de las especies arbóreas con un diámetro ≥ 1 cm, debido a que se consideran individuos autosuficientes que han superado una de las etapas más críticas de sobrevivencia (Xi *et al.*, 2008). La medición del diámetro se efectuó a 0.10 metros sobre la base del suelo debido a que algunos individuos presentaban bifurcaciones a mayor altura (Alanís *et al.*, 2008).

Indicadores ecológicos

Para evaluar el papel relativo de las especies arbóreas se utilizaron los indicadores ecológicos: abundancia (A_i), dominancia (D_i), frecuencia (F_i), posición sociológica (PS_i), regeneración natural (RN_i), índice de valor de importancia (IVI) e índice de valor de importancia ampliado ($IVIA$) como medida de valoración (Curtis y McIntosh, 1951; Magurran, 2004; Petit, 2008).

Abundancia relativa (AR_i)

$$A_i = N_i / S \quad [1]$$

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum A_i} \right) * 100 \quad [2]$$

$i = 1 \dots n$

N_i = número de individuos de la especie i

AR = abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total

i = especie de la comunidad, $1 \dots n$

S = superficie (ha)

Dominancia relativa (DR_i)

$$D_i = \frac{Ab_i}{S(ha)} \quad [3]$$

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum D_i} \right) * 100 \quad [4]$$

$$i = 1 \dots n$$

Ab = sección del fuste a 0.10 m de altura

DR_i = dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total

i = especie de la comunidad, $1 \dots n$

S = superficie

Frecuencia relativa (FR_i)

$$F_i = \frac{P_i}{NS} \quad [5]$$

$$FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum F_i} \right) * 100 \quad [6]$$

$$i = 1 \dots n$$

P_i = número de sitios en que aparece la especie i

FR_i = frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total

i = especie de la comunidad, $1 \dots n$

NS = número total de sitios de muestreo

Índice de valor de importancia (IVI)

$$IVI = AR_i + DR_i + FR_i \quad [7]$$

Posición sociológica relativa (PSR_i)

Para evaluar la posición sociológica relativa (PSR_i) de cada especie se utilizó la metodología propuesta por Finol (1975). Los datos de altura de los árboles se

agruparon en tres estratos: inferior (*ei*), medio (*em*) y superior (*es*), para los árboles mayores de 3 metros de altura y 10 cm de diámetro. La fórmula se expresa mediante la siguiente ecuación:

$$PSR_i = \frac{PS_{ei} + PS_{em} + PS_{es}}{3} * 100 \quad [8]$$

Regeneración Natural relativa (*RNR_i*):

Para el cálculo de este parámetro se tomaron como plántulas aquellos ejemplares inferiores a 2,99 m de altura y/o con diámetro inferior a 9,99 cm. Se calcularán los parámetros de abundancia y frecuencia, el parámetro *RN* como la suma de ambos y *RNR_i* como el porcentaje de *RN* de cada especie de la comunidad respecto del total.

$$RNR_i = \frac{RN_{C_I} + RN_{C_{II}} + RN_{C_{III}}}{3} * 100 \quad [9]$$

Donde:

Categoría	Parcela tamaño	Criterios
I	2 x2 m	Individuos de 0,1 a 1,49 m de altura
II	10X10	Individuos de 1, 5 a 2,99 de altura
III	10X10	Individuos >3 m de altura pero menores de 9,99 cm DAP

Índice de Valor de Importancia Ampliado (*IVIA*)

El índice de valor de importancia ampliado (*IVIA*) propuesto por Finol (1975), citado por Corredor, (2001), se obtiene a partir del valor obtenido en el *IVI* más la información referente a la regeneración y la posición sociológica, lo que permite sintetizar la contribución fitosociológica de cada especie en la estructura horizontal y vertical de cada comunidad (Petit, 2008). La suma total de estos porcentajes da un valor de 500 (Petit, 2008).

$$IVIA = AR_i + DR_i + FR_i + PS_i + RN_i \quad [10]$$

Diversidad alfa (α)

Para estimar la diversidad α se utilizó el índice de Shannon & Weiner (H') (Shannon, 1948) y el de equidad de Pielou (J') (Magurran, 2004), mediante las ecuaciones:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln(p_i) \quad [11]$$

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}} \quad [12]$$

$$H'_{\max} = \ln S \quad [13]$$

Donde S es el número de especies presentes, \ln es logaritmo natural y p_i es la proporción de las especies $p_i = n_i/N$; donde n_i es el número de individuos de la especie i , N es el número total de individuos y H'_{\max} es el máximo valor posible de diversidad. Para realizar la comparación entre las áreas se usó la prueba de hipótesis sobre la similitud o diferencia en la diversidad-abundancia de t de Hutcheson (Magurran, 1988) dada por la ecuación 14 y con grados de libertad estimados mediante la ecuación 15.

$$\dots \dots \dots t = \frac{H'_1 - H'_2}{(VarH'_1 + VarH'_2)^{1/2}} \dots [14] \dots \dots \dots$$

$$\dots \dots \dots df = \frac{(VarH'_1 + VarH'_2)^2}{\left[\frac{(VarH'_1)^2}{N_1} \right] + \left[\frac{(VarH'_2)^2}{N_2} \right]} [15] \dots$$

Donde:

H'_n = diversidad del sitio n

$VarH'_n$ = varianza del sitio n

Para la estimación de la varianza se utilizó la fórmula (Magurran, 1988):

$$\dots \dots \dots VarH' = \frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - (\sum \ln p_i)^2}{N} - \frac{S-1}{2N^2} \quad [16]$$

Diversidad beta (β)

La similitud entre los sitios de muestreo se determinó mediante el método de Sorensen cuantitativo y de Morisita-Horn (Magurran, 1988). El primero está basado en la relación presencia-ausencia entre el número de especies, compartidas o no, en cada sistema y el número total de especies de los dos sitios en comparación, mientras que el segundo considera los valores de abundancia de las especies, compartidas o no, entre los dos sitios en comparación. El coeficiente de similitud de Sorensen para datos cuantitativos se expresa (Magurran, 1988):

$$I_s = \frac{2pN}{aN + bN} \quad [17]$$

Donde:

aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

pN = sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios

Y el de Morisita-Horn:

$$I_{MH} = \frac{2 \sum (an_i * bn_j)}{(da + db) aN * bN} \quad [18]$$

Donde:

an_i = número de individuos de la i -ésima especie en el sitio A

bn_j = número de individuos de la j -ésima especie en el sitio B

y da y db se describen a continuación:

$$da = \frac{\sum an_i^2}{aN^2} \quad db = \frac{\sum bn_i^2}{bN^2} \quad [19,20]$$

Índice de distribución vertical de especies (A)

Para la caracterización de la estructura vertical de las especies se utilizó el índice de distribución vertical de especies (A) (Pretzsch, 1996; Del Río *et al.*, 2003). A indica valores entre 0 y un valor máximo (A_{max}). Un valor $A=0$ significa que el rodal está constituido por una sola especie que ocurre en un sólo estrato. A_{max} se alcanza cuando la totalidad de las especies ocurren en la misma proporción tanto en el rodal como en los diferentes estratos (Pretzsch, 1996; Corral *et al.*, 2005). A_{max} se obtiene mediante la ecuación 12. Para la estimación de distribución vertical de las especies, se definieron tres zonas de altura (Pretzsch, 1996; Jiménez *et al.*, 2001), siendo éstas: zona I: 80%-100% de la altura máxima del área; zona II: 50%-80%, y zona III: de 0 a 50%. El índice se estima mediante la fórmula:

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} * \ln(p_{ij}) \quad [21]$$

Donde S= número de especies presentes; Z= número de estratos de altura; p_{ij} = porcentaje de especies en cada zona, y se estima mediante la siguiente ecuación $p_{ij}=n_{i,j}/N$; donde $n_{i,j}$ = número de individuos de la misma especie (i) en la zona (j) y N= número total de individuos.

$$A_{max} = \ln (S*Z) \quad [22]$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Relación número de especies-superficie

Mediante la curva especie-superficie (Mostacedo y Fredericksen, 2000) se determinó la superficie mínima de muestreo para cada área, la cual fue definida como la superficie muestral donde el incremento inicial de la curva especie-

superficie observa la asintonía, llegando a ser horizontal. Las curvas presentaron su asintonía cuando se muestreó una superficie de 400 m² (Figura 2), lo cual corrobora lo estimado por Alanís *et al.* (2008), en una investigación similar en la Sierra Madre Oriental.

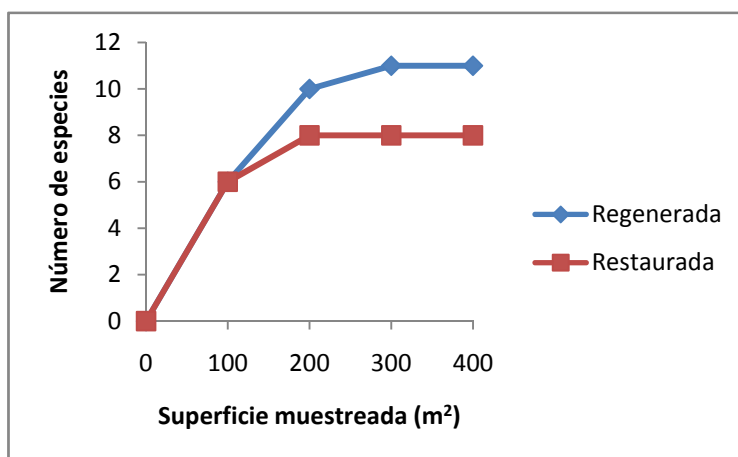


Figura 2. Curva especie-superficie de las áreas evaluadas.

Indicadores Ecológicos

Tomando en consideración las dos áreas evaluadas, se registraron ocho familias, 10 géneros y 14 especies. La familia Fagaceae fue el grupo con mayor presencia con cuatro especies, seguida de la Rosaceae con tres especies (Cuadro 1). La alta presencia de especies de la familia Fagaceae es debido a que está constituida de especies del género *Quercus*, que se caracterizan por su estrategia adaptativa de rebrotar, que se estimula ante los efectos del aumento de la temperatura del suelo causada por los incendios forestales (Zavala, 2000; Alanís *et al.*, 2008). El área regenerada naturalmente presentó una riqueza específica de 11 especies y la restaurada de ocho, teniendo en común cinco especies.

La densidad arbórea ≥ 1 cm ($d_{0.10}$) del área regenerada es de 5300 ind./ha con un área basal de 23,10 m²/ha, y está conformada predominantemente por *Quercus rysophylla* (3250 ind./ha) y *Q. laceyi* (700 ind./ha). *Pinus pseudostrobus* presenta una densidad de 50 ind./ha. El área restaurada presenta una densidad arbórea ≥ 1

cm ($d_{0.10}$) de 3450 ind./ha con área basal de 20,28 m²/ha, y las dos especies con mayor densidad son *Q. rysophylla* (2100 ind./ha) y *P. pseudostrobus* (700 ind./ha).

La alta presencia de *P. pseudostrobus* en el área restaurada es debido al mantenimiento de la reforestación, ya que reforestaciones similares en la Sierra Madre Oriental han tenido escasa sobrevivencia debido a múltiples factores, como la competencia con otras especies vegetales y el pisoteo del ganado (Jiménez *et al.*, 2005; Marroquín *et al.*, 2006). Resulta evidente que las acciones de reforestación presentaron un incremento en la densidad del *P. pseudostrobus*, de 50 ind./ha en el área regenerada a 700 ind./ha en el área restaurada, lo que podría considerarse favorecedor, ya que uno de los objetivos de la restauración ecológica era incrementar las densidades de esta especie, ya que es clave en ecosistemas maduros (Jiménez *et al.*, 2001; González *et al.*, 2008).

En el área regenerada la especie ecológicamente más importante y representativa es *Quercus rysophylla* con un valor de $IVI= 51,65\%$, siendo la especie más abundante, frecuente y dominante, seguida por *Q. laceyi* con un valor de 15,50% (Cuadro 1). Cabe mencionar que las restantes 9 especies suman el 32,84% del índice de valor de importancia.

Referente al área restaurada, la especie ecológicamente más importante y representativa es también *Quercus rysophylla* con un valor de $IVI=57,43\%$, siendo la especie más abundante, frecuente y dominante, seguida por *Pinus pseudostrobus* y *Q. laceyi* con valores de 14,21% y 9,54% respectivamente. *P. pseudostrobus* presenta una alta abundancia (20,29%) y frecuencia (21,05%) pero una baja dominancia (1,29%) debido a que presenta bajos valores diamétricos ($d_{0.10}=6,1\text{cm} \pm 3,1\text{cm}$).

Para evaluar si existe diferencia significativa entre la abundancia absoluta (número de árboles por hectárea) y la dominancia absoluta (área basal ($d_{0.10}$) de las especies arbóreas con un diámetro ≥ 1 cm) entre las áreas evaluadas, se procedió

a calcular los valores promedios de los sitios de muestreo. Para el análisis estadístico se utilizó la prueba de t de *Student*, la cual no mostró diferencias significativas en la abundancia ($t=0,16$) y dominancia ($t=0,26$). Estos resultados denotan que las prácticas silvícolas realizadas en el área restaurada no modifican la abundancia y dominancia de las especies arbóreas.

Cuadro 1. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies arbóreas de las áreas evaluadas.

Especies	Área regenerada naturalmente						Área restaurada					
	Abundancia (N/ha)		Dominancia (m ² /ha)		F_r	IVI	Abundancia (N/ha)		Dominancia (m ² /ha)		F_r	IVI
	Abs.	Rel.	Abs.	Rel.			Abs.	Rel.	Abs.	Rel.		
<i>Carya illinoensis</i>	-	-	-	-	-	-	75	2,17	0,08	0,43	10,53	4,37
<i>Celtis laevigata</i>	75	1,42	0,03	0,33	8,33	3,35						
<i>Cercis canadensis</i>	75	1,42	0,25	1,06	8,33	3,60	100	2,90	0,03	0,16	10,53	4,52
<i>Chiococca pachyphylla</i>	25	0,47	0,04	0,01	4,17	1,54						
<i>Juglans mollis</i>	325	6,13	0,80	3,47	8,33	5,97						
<i>Litsea novoleontis</i>							75	2,17	0,06	0,33	10,53	4,34
<i>Pinus pseudostrobus</i>	50	0,94	0,01	0,05	4,17	1,72	700	20,29	0,26	1,29	21,05	14,21
<i>Prunus mexicana</i>	100	1,89	0,60	2,62	8,33	4,27						
<i>Prunus serotina</i>	225	4,25	0,54	2,35	12,50	6,36						
<i>Quercus canbyi</i>	150	2,83	0,50	2,15	8,33	4,43	125	3,62	0,35	1,75	5,26	3,54
<i>Quercus laceyi</i>	1000	18,87	2,54	10,98	16,67	15,50	250	7,25	1,13	5,59	15,79	9,54
<i>Quercus polymorpha</i>							25	0,72	0,01	0,05	5,26	2,01
<i>Quercus rysophylla</i>	3250	61,32	17,78	76,98	16,67	51,65	2100	60,87	18,36	90,39	21,05	57,43
<i>Rubus trivialis</i>	25	0,47	0,00	0,00	4,17	1,54						
Total	5300	100	23,10	100	100	100	3450	100	20,28	100	100	100

Donde: Abs.= absoluta; Rel.=relativa; F_r = Frecuencia relativa; IVI = Índice de valor de importancia.

Diversidad alfa (α)

El área regenerada naturalmente presenta una riqueza específica (S) del estrato arbóreo de 11 especies, con un índice de diversidad H' de 1,31 y una equidad de Pielou (J') de 0,55, con un coeficiente de mezcla (CM) que indica que aparece una nueva especie por cada 20 individuos evaluados. El área restaurada presentó una riqueza específica menor ($S=8$), con un índice de diversidad H' de 1,24 y una

equidad de Pielou (J') de 0,60, con un coeficiente de mezcla (CM) que indica que aparece una nueva especie por cada 18 individuos evaluados (Cuadro 2).

Cuadro 2. Riqueza y diversidad del elemento arbóreo de las áreas evaluadas.

	S	H'	H'_{max}	J'	CM
Área regenerada naturalmente	11	1,31	2,40	0,55	1/20
Área restaurada	8	1,24	2,08	0,60	1/18

Donde: S: Riqueza específica; H' : Índice de diversidad de Shannon; H'_{max} : Máximo valor posible de diversidad; J' : Equidad de Pielou; CM : Coeficiente de mezcla.

Los valores del índice de Shannon ($H'=1,24$ y $H'=1,31$) resultaron ser significativamente iguales aplicando la prueba de t de Hutcheson con $\alpha = 5\%$ ($t=0,55$, g.l.=1269,63, $p<0,05$). Una interpretación de la igualdad estadística sería que las actividades silvícolas aplicadas en el área restaurada como la reforestación con *Pinus pseudostrobus* y las podas a los renuevos de ejemplares de *Quercus* sp. no modifican significativamente la proporción y abundancia de las especies arbóreas.

Diversidad beta (β)

De acuerdo al coeficiente de similitud de Sorensen (I_S) las áreas evaluadas presentan una similitud del 59,42%, lo que indica una similitud media. Una posible razón podría ser que presentan en común 5 de las 14 especies y una de ellas (*Quercus rysophylla*) tiene una alta abundancia en ambas áreas. El índice de Morisita-Horn (I_{MH}) resultó 93,03% de similitud. Este porcentaje difiere del de similitud de Sorensen debido a que el índice de Morisita-Horn está fuertemente influido por la riqueza de especies y es altamente sensible a la presencia de la especie más abundante (Magurran, 1988). En este sentido, *Quercus rysophylla* es la especie con mayor abundancia en ambas áreas ($A_r>60\%$). Con estos resultados se puede aludir que las áreas evaluadas (regenerada y restaurada) presentan una similitud media-alta, ya que las prácticas silvícolas realizadas no producen cambios notables en la presencia y abundancia de las especies arbóreas.

Estructura vertical

Para describir una comunidad multicohortal e incoetánea es necesario determinar y conocer la distribución vertical de la estructura del ecosistema (Jiménez *et al.*, 2001). Lamprecht (1990) indica que el análisis de especies arbóreas se debe realizar mediante el estudio de los estratos en las copas de los mismos.

El área regenerada naturalmente presenta predominantemente dos estratos, ya que el estrato I tan sólo representa el 12,67% de los individuos, mientras que los estratos II y III presentan el 41,78% y 45,53% respectivamente (Cuadro 3). De acuerdo a los valores de $A=3,41$ y $A_{max}=3,49$ se corrobora la existencia de dos estratos. El área restaurada presenta una abundancia relativa homogénea en los tres estratos, con un 26,08% en el estrato I, 34,05% en el estrato II y un 39,85% en el estrato III. Esta abundancia relativa homogénea es debido a las acciones silvícolas de podas y reforestación, ya que por una parte se estimuló el crecimiento del porte arbóreo de *Quercus* sp. y por otra se incrementó la abundancia del *Pinus pseudostrobus*. Los valores de $A=2,58$ y $A_{max}=3,17$, confirman que la abundancia arbórea es similar en los tres estratos.

El área regenerada naturalmente presenta como especie dominante en los tres estratos a *Q. rysophylla*, con un 9,43% en el estrato I, 28,77% en el estrato II, y 23,58% en el estrato III. Especies con baja abundancia pero presencia en los tres estratos fueron *Prunus serotina* y *Juglans mollis*. De manera natural *Pinus pseudostrobus* tiene poca presencia, ya que sólo se presentó en el estrato III con un 0,94% de abundancia. Referente al área restaurada el estrato superior está conformado únicamente por especies del género *Quercus*, *Q. rysophylla* presenta una abundancia relativa de 23,91%, *Q. laceyi* 1,45% y *Q. canbyi* 0,72% respectivamente. El estrato intermedio está constituido por especies del género *Quercus* (34,05%) y *Pinus pseudostrobus* (1,45%). Debido a las acciones de restauración el estrato inferior está compuesto principalmente por *P. pseudostrobus* (18,84%) seguido por *Q. rysophylla* (8,70%).

Una explicación probable de la alta presencia del género *Quercus* en los estratos I y II del área restaurada y I, II y III del área regenerada naturalmente, sería que las especies están adaptadas a los incendios forestales y otras perturbaciones, y juegan un papel importante en la sucesión secundaria de los ecosistemas forestales (González *et al.*, 2006; Bonfil, 2006; Guzmán y Williams, 2006). Específicamente en el área de estudio, los individuos de este género tienen la capacidad de rebrotar como estrategia evolutiva (Zavala, 2000; Moreira *et al.*, 2008; Catry *et al.*, 2009) y después de estos eventos poseen un sistema radical de individuo adulto y reservas energéticas, por lo que su potencial de crecimiento es superior en relación a las demás especies que no presentan esta estrategia evolutiva. La alta abundancia de *Q. rysophylla* en la actualidad, se debe a que es la segunda especie con mayor abundancia en un ecosistema adulto sólo por debajo del *P. pseudostrobus* (Jiménez *et al.*, 2001; Alanís *et al.*, 2008).

Cuadro 3. Abundancia absoluta (N/ha) y relativa (A_r) de las especies arbóreas de las áreas evaluadas.

Especie	Área regenerada naturalmente		Área restaurada	
	N/ha	A_r	N/ha	A_r
Estrato I				
<i>Juglans mollis</i>	100	1,89	-	-
<i>Prunus mexicana</i>	25	0,47	-	-
<i>Prunus serotina</i>	25	0,47	-	-
<i>Quercus canbyi</i>	-	-	25	0,72
<i>Quercus laceyi</i>	25	0,47	50	1,45
<i>Quercus rysophylla</i>	500	9,43	825	23,91
Suma	675	12,74	900	26,09
Estrato II				
<i>Cercis canadensis</i>	50	0,94	-	-
<i>Juglans mollis</i>	100	1,89	-	-
<i>Pinus pseudostrobus</i>	-	-	50	1,45
<i>Prunus mexicana</i>	75	1,42	-	-
<i>Prunus serotina</i>	100	1,89	-	-
<i>Quercus canbyi</i>	25	0,47	25	0,72
<i>Quercus laceyi</i>	350	6,60	100	2,90
<i>Quercus polymorpha</i>	-	-	25	0,72
<i>Quercus rysophylla</i>	1525	28,77	975	28,26
Suma	2225	41,98	1175	34,06
Estrato III				
<i>Carya illinoensis</i>	-	-	75	2,17
<i>Celtis laevigata</i>	75	1,42	-	-
<i>Cercis canadensis</i>	25	0,47	100	2,90
<i>Chiococca pachyphylla</i>	25	0,47	-	-
<i>Juglans mollis</i>	125	2,36	-	-
<i>Litsea novoleontis</i>	-	-	75	2,17
<i>Pinus pseudostrobus</i>	50	0,94	650	18,84
<i>Prunus serotina</i>	100	1,89	-	-
<i>Quercus canbyi</i>	100	1,89	75	2,17
<i>Quercus laceyi</i>	625	11,79	100	2,90
<i>Quercus rysophylla</i>	1250	23,58	300	8,70
<i>Rubus trivialis</i>	25	0,47	-	-
Suma	2400	45,28	1375	39,86

Índice de valor de importancia ampliado

El índice de valor de importancia ampliado (*IVIA*) propuesto por Finol (1975), se obtiene a partir de la estructura horizontal conformado por el *IVI* más la estructura vertical por medio de la regeneración (R_n) y la posición sociológica (P_s), lo que permite sintetizar la contribución fitosociológica de cada especie en la estructura horizontal y vertical de cada comunidad (Petit, 2008). La suma total de estos porcentajes da un valor de 500%.

De acuerdo al *IVIA* la estructura horizontal está definida por dos estratos, el estrato alto ocupado por individuos mayores de 3 m de altura y 10 cm de diámetro ($d_{0.10}$) y el bajo ocupado por individuos menores de 2,99 m de altura con diámetro ($d_{0.10}$) inferior a 9,99cm (Cuadro 4). En el área regenerada naturalmente las especies con valores más altos de *IVIA* son *Quercus rysophylla* (267,76%) y *Q. laceyi* (86,97%), presentando los valores mayores de posición sociológica y regeneración natural. *Pinus pseudostrobus* tiene un valor de 2,82% de regeneración natural y 0,00% de posición sociológica.

El área restaurada presenta en el estrato alto a *Quercus rysophylla* como la especie con mayor presencia (84,44%); este estrato está constituido por un 96.67% de individuos pertenecientes al género *Quercus* y el restante 3,33% por *Pinus pseudostrobus*. Referente al estrato bajo *Pinus pseudostrobus* es la especie con mayor valor (51,02%) debido a las actividades de reforestación que se realizaron. Resulta notorio que de manera natural *Pinus pseudostrobus* presenta valores bajos de regeneración natural (2,82%), pero mediante técnicas de reforestación se incrementa eficazmente su presencia (51,02%).

Cuadro 4. Índice de Valor de Importancia Ampliado (IVIA) de las especies arbóreas de las áreas evaluadas.

Especie	Área regenerada naturalmente				Área restaurada			
	IVI	P_s	R_n	IVIA	IVI	P_s	R_n	IVIA
<i>Carya illinoensis</i>	-	-	-	-	13,13	-	6,12	19,25
<i>Celtis laevigata</i>	10,08	-	4,23	14,30	-	-	-	-
<i>Cercis canadensis</i>	10,81	1,44	1,41	13,66	13,58	-	8,16	21,75
<i>Chiococca pachyphylla</i>	4,65	-	1,41	6,05	-	-	-	-
<i>Juglans mollis</i>	17,94	5,04	8,45	31,42	-	-	-	-
<i>Litsea novoleontis</i>	-	-	-	-	13,03	-	6,12	19,15
<i>Pinus pseudostrobus</i>	5,16	-	2,82	7,98	43,33	3,33	51,02	97,68
<i>Prunus mexicana</i>	12,84	2,88	-	15,72	-	-	-	-
<i>Prunus serotina</i>	19,09	2,88	7,04	29,01	-	-	-	-
<i>Quercus canbyi</i>	13,31	0,72	7,04	21,07	10,63	4,44	2,04	17,11
<i>Quercus laceyi</i>	46,51	15,11	25,35	86,97	28,59	6,67	8,16	43,42
<i>Quercus polymorpha</i>	-	-	-	-	6,03	1,11	-	7,14
<i>Quercus rysophylla</i>	154,97	71,94	40,85	267,76	171,68	84,44	18,37	274,49
<i>Rubus trivialis</i>	4,64	-	1,41	6,05	-	-	-	-
Total	300	100	100	500	300	100	100	500

Donde: IVI = Índice de valor de importancia; P_s =Posición sociológica; R_n =Regeneración natural; IVIA = Índice de valor de importancia ampliado.

CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados de la presente investigación, se concluye que los ecosistemas de *Pinus-Quercus* impactados post-incendio del noreste de México están constituidos predominantemente por especies del género *Quercus* sp. El área restaurada presenta como segunda especie más importante a *Pinus pseudostrobus*, debido a las acciones de reforestación implementadas para incrementar la presencia de la especie, ya que es un elemento clave en los ecosistemas maduros del área de estudio (Jiménez *et al.*, 2001; González *et al.*, 2008). De acuerdo al análisis vertical del estrato arbóreo se determinó que ambas áreas son multicohortales. Referente a la diversidad β las áreas evaluadas presentaron una similitud media-alta. De acuerdo a la hipótesis de partida, las áreas regenerada y restaurada no presentan diferencias estadísticas significativas

en la diversidad, abundancia y dominancia. En base a los resultados de esta investigación se recomiendan las prácticas silvícolas de reforestación y eliminación de renuevos de *Quercus* sp. como técnicas de restauración ecológica, ya que incrementan la densidad del *P. pseudostrobus*, sin alterar la diversidad, abundancia y dominancia del elemento arbóreo.

RECONOCIMIENTOS:

Los autores agradecen a la Lic. Lillian Belle Willcockson Directora General del Parque Ecológico Chipinque por todas las facilidades otorgadas, a la Ing. Silvia Rivera por sus valiosos comentarios y al Dr. Glafiro Alanís Flores por el apoyo en la identificación de las especies. La M.C. Judith Petit apoyó con el análisis de datos. También se agradece la participación de la M.C. Pamela Canizales Velázquez por sus comentarios y generación del mapa y al M.C. Erik Iván Meléndez y Biol. Esaú Illán Moreno por el apoyo en las actividades de campo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguirre, O.A.; Hui, G.; Gadow, K.V.; Jiménez, J. 2003. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *Forest Ecology and Management* 183: 137-145.
- Alanís, E.; Jiménez, J.; Espinoza, D.; Jurado, E.; Aguirre, O.A.; González, M.A. 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2):113-118.
- Alanís, E.; Jiménez, J.; Pando,.; Aguirre, O.A.; Treviño, E.J.; Canizales, P.A. 2010. Efecto de la exposición de ladera en la estructura arbórea en áreas restauradas post-incendio del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Acta Biológica Colombiana*. En prensa.
- Alanís, G. 1999. Flora emergente o pionera en el Parque Ecológico Chipinque. *Revista de divulgación Científica Ambiente Chipinque* (3):44-51.

- Bonfil, C. 2006. Regeneration and population dynamics of *Quercus rugosa* at the Ajusco Volcano, México. Ecological Studies. M. Kappelle (Ed.) Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests (185):155-163.
- Calderón, A. 2008. Efecto de los incendios forestales en la composición de especies arbóreas y arbustivas del Parque Ecológico Chipinque. Tesis de Licenciatura. FCB, UANL.
- Catry, F.X.; Moreira, F.; Duarte, I.; Acácio, V. 2009. Factors affecting post-fire crown regeneration in cork oak (*Quercus suber* L.) trees. European Journal of Forest Research 128(3):231-240.
- Corral, J. ; Aguirre, O. ; Jiménez, J. ; Corral, S. 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el Bosque Mesófilo de Montaña “El Cielo”, Tamaulipas, México. Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales. 14(2):217-228.
- Curtis, J. T.; McIntosh, R. P. 1951. An upland forest continuum in the Praire Forest Border Region of Wisconsin. Ecology 32: 476-496.
- Del Río, M.; Montes, F.; Cañellas, I.; Montero, G. 2003. Índices de diversidad estructural en masas forestales. Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales. 12(1):159-176.
- Felfili, J.; Terra, A. R.; William, C.; Meirelles, E. M. 2007. Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. Rev. Bras. Bot. 30(4):611-621.
- Feroz, S. M.; Hagihara, A.; Yokota, M. 2006. Stand structure and woody species diversity in relation to stand stratification in a subtropical evergreen broadleaf forest, Okinawa Island. Journal of Plant Research 119(4):293-301.
- Finol, H. 1975. La silvicultura en la Orinoguia Venezolana. Revista Forestal Venezolana 18:37-112.
- García, D. A. 2000. Restauración de la vegetación en los bosques de encino y pino en el Parque Ecológico Chipinque, México. Tesis de licenciatura. FCF, UANL.

- Giménez, A. M.; Hernández, P.; Gerez, R.; Ríos, N. A. 2007. Diversidad vegetal en siete unidades demostrativas del chaco semiárido argentino. *Madera y Bosques* 13(1):61-78.
- González, M.A.; Himmelsbach, W.; Jiménez, J.; Müller, B. 2005. Reconstruction of fire history in pine-oak forests in the Sierra Madre Oriental, Mexico. *Forestarchiv* 76:138-143.
- González, M.A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Himmelsbach, L. 2007. Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino Encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques*. 13(2): 51-63.
- González, M.A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Schulz, R. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management* 256: 161-167.
- González, M.; Ramírez, N.; Galindo, L. 2006. Secondary succession in montane pine-oak forests of Chiapas, Mexico. *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests* (185):209-221.
- Guzmán, J. and Williams, G. 2006. Edge effect on acorn removal and oak seedling survival in mexican lower montane forest fragments. *New Forest* 31(3):487-495.
- INEGI, Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática; 1986. 170 p.
- Jiménez, J.; Aguirre, O.A.; Kramer, H. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales*. 10(2):355-366.
- Jiménez, J.; Jurado, E.; Aguirre, O.A.; Estrada, E. 2005. Effect of grazing on restoration of endemic dwarf pine (*Pinus culminicola* Andresen et Beaman) populations in northeastern Mexico. *Restoration Ecology* 13(1):103-107.
- Kodandapani, N.; Cochrane, M.A.; Sukumar, R. 2009. Forest fire regimes and their ecological effects in seasonally dry tropical ecosystems in the

Western Ghats, India. In: M.A. Cochrane, ed. Tropical Fire Ecology. Springer. Pp. 335-354.

- Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas, posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido. Instituto de Silvicultura de la Universidad de Gottingen, Alemania.
- Magurran, A. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. New Jersey. 179 pp.
- Magurran, A. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. Oxford, UK. 256 pp.
- Marroquín, R.; Jiménez, J.; Garza, F.; Aguirre, O.A.; Estrada, E.; Bourguet, R. 2006. Pruebas de regeneración artificial de *Pinus pseudostrobus* en localidades degradadas por incendios. Ciencia UANL, (9):298-303.
- Minnich, R.A., Barbour, M.G., Burk, J.H.; Sosa, R. J. 2000. Californian mixed-conifer forests under unmanaged fire regimes in the Sierra San Pedro Mártir, Baja California, México. Journal of Biogeography, 27: 105-129.
- Moreira, F.; Catry, F.X.; Duarte, I.; Acácio, V.; Silva, J.S. 2008. A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: an example with cork oak (*Quercus suber* L.) trees in Southern Portugal. In: Valk, A. ed. Forest Ecology, Recent Advances in Plant Ecology. Springer. pp:77-84.
- Mostacedo, B.; Fredericksen, T. S. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. BOLFOP; Santa Cruz, Bolivia. 87 pp.
- Petit, J. 2008. Clasificación, Estructura y Composición de los Bosques. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. Universidad de los Andes, Venezuela.
- Prach, K.; Hobbs, R.J. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. Restoration Ecology 16(3):363-366.

- Pretzsch, H. 1996. Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handels. Deutscher Verband Forestlicher Forschungsanstalten. Sekt. Ertragskunde. Nehresheim, 134-154.
- Rodríguez, D.A.; Fulé, P.Z. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12(1):23-37.
- Romero, J. L. 2009. Evaluación de la flora emergente en áreas impactadas por el fuego el 15 de junio del 2006 en el Parque Ecológico Chipinque. Tesis de Licenciatura. FCB, UANL.
- Shannon, C. 1948. The mathematical theory of communication. En C. E. Shannon; W. Weaver (Ed). Univ. of Illinois. Press 134-154.
- Solís, R.; Aguirre, O.A.; Treviño, E. J.; Jiménez, J.; Jurado, E.; Corral, J. 2006. Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y Bosques* 12(2):49-64.
- Whisenant, S. 2005. First steps in erosion control. *Forest restoration in landscapes*. Springer New York pp. 350-356.
- Xi, W.; Peet, R.K.; Urban, D.L. 2008. Changes in forest structure, species diversity and spatial pattern following hurricane disturbance in a Piedmont North Carolina forest, USA. *Journal of Plant Ecology* (1): 43 - 57.
- Zavala, F. 2000. El Fuego y la Presencia de Encinos. *Ciencia Ergo Sum* 7(3):269-276.

Capítulo III.

Efecto de la exposición de ladera en la estructura arbórea en áreas restauradas post-incendio del Parque Ecológico Chipinque, México



Fotografía del área incendiada tomada en el año 1998, en la parte alta de la loma se observan las obras de retención de suelo.

Publicado como: Alanís, E.; Jiménez, J.; Pando, M.; Aguirre, O. A.; Treviño, E. J.; Canizales, P. A. 2010. Efecto de la exposición de ladera en la estructura arbórea en áreas restauradas post-incendio del Parque Ecológico Chipinque, México. Revista Acta Biológica Colombiana. Aceptado.

Efecto de la exposición de ladera en la estructura arbórea en áreas restauradas post-incendio del Parque Ecológico Chipinque, México

Eduardo Alanís-Rodríguez^{1,2}, Javier Jiménez-Pérez¹, Marisela Pando-Moreno¹,
Oscar A. Aguirre-Calderón¹, Eduardo J. Treviño-Garza¹,
Pamela A. Canizales-Velázquez²

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carr. Linares-Cd. Victoria Km 145. Apartado Postal 41. C. P. 67700 Linares, Nuevo León, México. jjimenez@fcf.uanl.mx

²Departamento de Investigación y Manejo de Recursos Naturales del Parque Ecológico Chipinque, A. C. Ave. Ricardo Margáin Zozaya No. 440 Col. Valle del Campestre, C. P. 66261 Garza García N. L. México Tel. (81) 83 03 00 00. Ext. 124
E-mail: alanis_eduardo@yahoo.com.mx

RESUMEN

La presente investigación evaluó la diversidad estructural de áreas con y sin tratamiento de restauración ecológica post-incendio ubicadas en diferente exposición de ladera (noroeste y noreste), con el objetivo de analizar su efecto sobre la riqueza, diversidad, indicadores ecológicos y la distribución vertical de las especies leñosas perenes. El estudio se realizó en un bosque de *Pinus-Quercus* dentro del Parque Ecológico Chipinque en el noreste de México. Se evaluaron especies leñosas perenes con un diámetro $\geq 1,5$ cm. Se estimó la diversidad α mediante los índices de Margalef y Shannon y se realizó un análisis de Bray-Curtis para determinar la diversidad β de acuerdo a la similitud-disimilitud. Para evaluar la distribución vertical de las especies se estimó el índice de Pretzsch. De acuerdo al análisis de riqueza y diversidad α , las áreas con tratamiento de restauración ecológica presentaron mayor similitud a un ecosistema

maduro de referencia. Los ecosistemas con diferente exposición pero sometidos al mismo tratamiento de restauración mostraron una similitud de 57%, lo que indica que las áreas están más asociadas por la exposición de ladera de la Sierra Madre Oriental que por los tratamientos de restauración ecológica. La densidad arbórea no mostró diferencias ($P=0.085$) en los tratamientos, mientras la dominancia ($P=0.000$) fue menor en el área restaurada con exposición noreste. La distribución vertical de las especies fue similar en las 4 áreas evaluadas, mostrando que están constituidas por 2 estratos predominantemente (II y III).

Palabras clave: biodiversidad, ecosistema mixto, exposición de ladera

ABSTRACT

The present research assessed the structural diversity in areas with and without post-fire ecological restoration treatment, located on slopes with different exposure (northwest and northeast); with the objective of analyze its effect on the richness, diversity, ecological indicators and the vertical distribution of the perennial woody species in the areas mentioned above. The study was carried out in a forest of *Pinus-Quercus* in the Chipinque Ecological Park in northeastern Mexico. Perennial woody species with a diameter ≥ 1.5 cm were assessed. The diversity was estimated using the Margalef and Shannon indices and an analysis of Bray Curtis to determine β diversity according to similarity-dissimilarity. The vertical distribution of the species was estimated with Pretzsch index. According to the analysis of richness and α diversity, the areas with ecological restoration treatment showed higher similarity to a mature ecosystem reference. The ecosystems with different exposures but subject to the same ecological restoration treatment showed a similarity of 57%, indicating that the areas are more associated by exposure of the Sierra Madre Oriental than ecological restoration treatment. The tree density did not show differences ($P=0.085$) in the treatments, while the dominance ($P=0.000$) was lower in the area restored with northeast exposure ($P=0.05$). The vertical

distribution of the species was similar in the four areas evaluated, showing that they are predominantly formed up of two layers (II and III).

Key words: biodiversity, mixed ecosystem, exposure

INTRODUCCIÓN

México es un país megadiverso, estatus que comparte con países como Brasil, Perú, Colombia, Indonesia y Madagascar, entre otros. En conjunto, los 17 países megadiversos albergan cerca del 75% de las especies de plantas y animales del mundo. En los casi dos millones de kilómetros cuadrados que abarca el territorio mexicano (1,5% de la superficie emergida del planeta) se encuentra alrededor del 10% de la diversidad biológica del mundo, destacando por su riqueza de especies los grupos de vertebrados, las plantas vasculares y algunos otros grupos taxonómicos (Mittermeier *et al.*, 1997).

En México la tercera causa de pérdida de vegetación natural son los incendios forestales (SEMARNAT, 2006) y su relevancia se atribuye a las contribuciones directas sobre la modificación del ecosistema, cambiando la estructura y composición del componente vegetal (Aguirre *et al.*, 2003; González *et al.*, 2007). Estas conflagraciones, aunque constituyen un elemento importante en la dinámica natural de ciertos ecosistemas, pueden afectar a otras cubiertas vegetales en las cuales su presencia no ocurre de forma natural o es poco frecuente (González *et al.*, 2008).

En las últimas décadas la frecuencia de los incendios forestales en los bosques templados del noreste de México han aumentado considerablemente (CONAFOR, 2008) y los ecosistemas del Parque Ecológico Chipinque no son una excepción (González *et al.*, 2008). Al aumentar la frecuencia de los incendios forestales en bosques que evolucionaron bajo condiciones de baja incidencia de fuego, se producen cambios marcados en la composición, riqueza, diversidad y estructura

de las especies leñosas (González, *et al.*, 2008; Alanís *et al.*, 2008). Existen múltiples factores de disturbio como orígenes distintos y efectos diferentes pero, además de su propia naturaleza, la intensidad, la extensión y la recurrencia de estos disturbios determinan si son trascendentales o no (Sánchez *et al.*, 2005). Por lo anterior es necesario la aplicación de acciones que coadyuven a la recuperación de los ecosistemas degradados (Jiménez *et al.*, 2005). La Asociación para la Restauración Ecológica define la restauración ecológica como la actividad intencional que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad. El objetivo de este proceso es emular la estructura, el funcionamiento, la diversidad, y la dinámica de los ecosistemas (SER, 2002).

Existe abundante literatura que evalúa la recuperación de ecosistemas restaurados después de ser impactados por incendios forestales, como los estudios de Van Leeuwen (2008), Fu *et al.* (2006), Gallegos *et al.* (2003) y Danilin (2009). A nivel nacional existen escasos estudios que evalúen ecosistemas forestales restaurados post-incendio, los cuales se enfocan principalmente en evaluar la especie que se utilizó para la revegetación (Jiménez *et al.*, 2005; Marroquín *et al.*, 2006; Mata *et al.*, 2010), sin tomar en consideración la composición y estructura vegetal del ecosistema resultante. Por lo anterior, es importante realizar una caracterización de la estructura de los elementos leñosos de los ecosistemas forestales restaurados, ya que constituye una condición inicial para la toma de decisiones (Aguirre *et al.*, 2003). Los métodos para la caracterización pueden ser distintos en función de los objetivos, pudiendo incluir índices de riqueza, diversidad, indicadores ecológicos y perfil vertical de las especies, que describen la condición del ecosistema objeto de estudio (Jiménez *et al.*, 2001; Aguirre *et al.*, 2003). La hipótesis planteada es que las áreas con diferente exposición de ladera (NO y NE) pero con el mismo tratamiento de restauración ecológica (con o sin) presentarán similitud en su composición, riqueza, diversidad, densidad, cobertura y estructura vertical.

Los objetivos de la presente investigación son: (1) describir la diversidad estructural de áreas con y sin tratamiento de restauración ecológica ubicadas en diferente exposición de ladera y (2) realizar un análisis que permita conocer el efecto de la exposición de ladera sobre la riqueza de especies, diversidad biológica, indicadores ecológicos y distribución vertical de las especies leñosas perenes en las áreas tratadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Parque Ecológico Chipinque (PECh; Fig. 1) forma parte del Área Natural Protegida Parque Nacional Cumbres de Monterrey, y posee una extensión territorial de 1,815 ha, localizadas en los municipios de San Pedro Garza García y Monterrey, en el noreste de México, dentro de la Sierra Madre Oriental (SMO). Presenta altitudes que varían de los 750 a los 2,200 msnm situándose entre las coordenadas geográficas 100°18' y 100°24' de longitud oeste y los 25°33' y 25°35' de latitud norte. Se encuentra en la Región hidrológica 24 denominada Río Bravo; pertenece al sistema de topoformas Sierra Pliegue Flexionada donde los suelos dominantes son litosol y rendzina. La precipitación varía de 300 a 600 mm anuales y el clima es semiseco, con lluvias marcadas en verano con una temperatura media anual de 21,3 °C (INEGI, 1986). La vegetación del área de estudio está constituida por un bosque mixto conformado por especies de *Pinus* y *Quercus*, entre las que destacan *Pinus pseudostrobus* (Lindl.), *P. teocote* (Schiede. ex Schltdl. & Cham.) y del género *Quercus*: *Q. rysophylla* (Weath), *Q. laeta* (Liemb), *Q. polymorpha* (Schltdl. & Cham.), *Q. laceyi* (Small) y *Q. canbyi* (Trel.) (Jiménez *et al.*, 2001; Alanís *et al.*, 2008).



Figura 1. Localización del Parque Ecológico Chipinque.

En abril de 1998 se suscitó un incendio forestal que afectó una superficie aproximada de 500 ha del PECh. El incendio fue superficial y de copa, y duró seis días impactando significativamente los elementos vegetales (García, 2000). Como estrategia evolutiva el *Pinus pseudostrobus* tiende a resistir los incendios (Rodríguez y Fulé, 2003), pero debido a la intensidad y duración del incendio no hubo sobrevivencia de esta especie en el área. En cambio las especies del género *Quercus* tienen como estrategia evolutiva la capacidad de rebrotar (Zavala, 2000). García (2000) desarrolló un estudio en una área regenerada post-incendio donde cuantificó que *Q. rysophylla* presentó $9,2 \pm 7,1$ vástagos y *Q. canbyi* $8,2 \pm 4,5$ vástagos después de un año de ser impactados por el incendio.

En junio de 1998 se implementó un programa de restauración ecológica donde se realizaron prácticas silvícolas para favorecer la sucesión natural, colocando obras de retención de suelo (material arbóreo incendiado) de forma perpendicular a la pendiente, el cual sirvió de forma natural para la acumulación de suelo de arrastre (Whisenant, 2005, Liceaga, 2009). En septiembre del mismo año (época de mayor precipitación) se realizó una plantación de 2,000 ind./ha de *Pinus pseudostrobus*. Las plántulas presentaban una altura de 15 cm y se establecieron con pan de tierra. Para mejorar las características del suelo en la cepa de plantación, como la retención y disponibilidad del agua, aireación y descompactación se utilizó hidrogel. Desde el año 1999 hasta el 2003 se realizó un aclareo de las especies

herbáceas y arbóreas contiguas a *P. pseudostrobus*, con el objetivo de disminuir la cobertura foliar de los individuos vecinos y así favorecer el crecimiento de la especie de interés. Para favorecer la formación arbórea de *Quercus* sp., se podaron los vástagos dejando únicamente el que presentaba las mejores características fenotípicas. Contiguo al área restaurada se estableció una zona testigo, en la que no se realizaron intervenciones silvícolas, desarrollándose la regeneración natural.

En julio del 2008, 10 años después del incendio forestal, se establecieron áreas de estudio en las que se muestreó la comunidad vegetal en áreas con y sin tratamiento de restauración ecológica. Debido a que la SMO está constituida por pliegues se evaluaron las exposiciones de ladera noreste (NE) y noroeste (NO). Las áreas evaluadas presentaban la misma composición vegetal previa al incendio y presentan condiciones altitudinales (de 1,100 a 1,250 msnm) y edáficas (litosol) similares. Debido a la alta densidad de individuos en las áreas evaluadas se establecieron sitios de muestreo cuadrados de 10 m x 10 m (Alanís *et al.*, 2008; Canizales *et al.*, 2009). De acuerdo a la investigación de Alanís *et al.* (2008) se establecieron 4 sitios de muestreo en cada área evaluada (16 sitios en total). La distribución de los sitios de muestreo fue dirigida, teniendo una distancia aproximada de 20 m entre ellos (Jiménez *et al.*, 2009). Para corroborar que los 4 sitios de muestreo por área hayan sido representativos se elaboró una curva especie-área (Mostacedo y Fredericksen, 2000). En los sitios de muestreo se obtuvieron los parámetros dasométricos de altura total (h) y diámetro ($d_{0.10}$) de las especies leñosas perenes con un diámetro $\geq 1,5$ cm. El diámetro se midió a 0,10 metros sobre la base del suelo debido a las bifurcaciones que presentaron los individuos a mayor altura.

Indicadores ecológicos y análisis estadístico

Para evaluar el significado de las especies se utilizó la estimación de los siguientes indicadores ecológicos: abundancia (A_i), dominancia (D_i), frecuencia (F_i) e índice

de valor de importancia (*I*/*V*) como medida de valoración (Curtis y McIntosh, 1951; Magurran, 2004; Petit, 2008). Los parámetros de abundancia (*N*/ha) y dominancia (*m*²/ha) de los sitios de muestreo se compararon mediante un análisis de varianza ANOVA (*p* ≥ 0.05). Se comprobó que los datos cumplieran con la homogeneidad de varianza (*P*=0.14). Posteriormente, cuando se encontraron diferencias significativas en el análisis de varianza, se efectuaron comparaciones múltiples aplicando un Test de Tukey (Zar, 1999).

La diversidad α de las áreas se estimó mediante el índice de Shannon y Wiener (Shannon, 1948) y el índice de Margalef (Clifford y Stephenson, 1975). Las relaciones entre las exposiciones y la composición florística de las áreas se exploraron mediante un análisis de ordenación Bray-Curtis (1957). Los resultados se representan en un dendrograma, determinando con ello la similitud-disimilitud entre las áreas de muestreo. El análisis se realizó utilizando el paquete computacional *BioDiversity Professional Version 2*. Para la caracterización de la estructura vertical de las especies se utilizó el índice de distribución vertical de especies (*A*) (Pretzsch, 1996; Del Río *et al.*, 2003).

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} * \ln(p_{ij}) \quad [1]$$

Donde *S*= número de especies presentes; *Z*= número de estratos de altura; *p_{ij}* = porcentaje de especies en cada zona, y se estima mediante la siguiente ecuación *p_{ij}*=*n_{i,j}*/*N*; donde *n_{i,j}*= número de individuos de la misma especie (*i*) en la zona (*j*) y *N*= número total de individuos. Para la estimación de la distribución vertical de las especies, se definieron tres zonas de altura (Pretzsch, 1996; Jiménez *et al.*, 2001), siendo éstas: zona I: 80%-100% de la altura máxima del área; zona II: 50%-80%, y zona III: de 0 a 50%. *A* toma valores entre 0 y un valor máximo (*A_{max}* = *ln* (*S***Z*)). Un valor *A*=0 significa que el rodal está constituido por una sola especie que ocurre en un sólo estrato. *A_{max}* se alcanza cuando la totalidad de las especies ocurren en la misma proporción tanto en el rodal como en los diferentes estratos (Corral *et al.*, 2005).

RESULTADOS

En las cuatro áreas evaluadas se registraron 12 familias, 12 géneros y 17 especies. La familia Fagaceae fue el grupo con mayor presencia con cinco especies, seguida de la Rosaceae con dos especies. Las áreas no restauradas presentaron mayor cantidad de especies; en la exposición NO, el área no restaurada presentó una riqueza específica de 9 especies y la restaurada de 6, teniendo en común 5. Mientras en la exposición NE el área no restaurada presentó una riqueza específica de 11 especies y la restaurada de 8, teniendo en común 5. Cabe mencionar que todas las especies registradas en la investigación son nativas.

Densidad y área basal

En la exposición NO, el área restaurada presentó mayor densidad (6,060 N/ha) y área basal (31,01 m²/ha) que la no restaurada, presentando una densidad de 1,580 individuos de *Pinus pseudostrobus*. El área no restaurada presentó una densidad de 3,700 N/ha y un área basal de 21,47m²/ha, donde el género *Quercus* domina con 3,340 N/ha y 20,89 m²/ha. En esta área no se registró *Pinus pseudostrobus* (Cuadro 1).

En la exposición NE el área no restaurada presentó una densidad de 5,300 N/ha y un área basal de 23,10 m²/ha, presentando una densidad de 50 N/ha individuos de *Pinus pseudostrobus*. El área restaurada presentó una densidad de 3,450 N/ha y un área basal de 20,28 m²/ha con 700 individuos de *P. pseudostrobus* (Cuadro 1).

Para comparar los parámetros de abundancia (N/ha) y dominancia (m²/ha) de las áreas, se utilizó un análisis de varianza ANOVA. Los resultados mostraron que no existe diferencia significativa en la densidad (P=0.085) de las áreas de estudio, pero si en la dominancia (P=0.000), por lo que se aplicó la prueba de tukey para determinar las áreas que presentaban la diferencia. Los resultados indican que

únicamente la zona restaurada de exposición noreste es diferente ($P=0.05$) a las restantes tres áreas.

Quercus rysophylla presentó la mayor densidad por hectárea en las cuatro áreas evaluadas, siendo el área no restaurada de la exposición NO donde mostró la densidad más baja con 1,480 N/ha (Cuadro 1).

Cuadro 1. Densidad (N/ha) y área basal (m²/ha) de las especies vegetales en las áreas no restauradas y restauradas.

Especies	Noroeste				Noreste			
	No restaurado		Restaurado		No restaurado		Restaurado	
	N/ha	G(m ² /ha)	N/ha	G(m ² /ha)	N/ha	G(m ² /ha)	N/ha	G(m ² /ha)
<i>Arbutus xalapensis</i>	20	0,02	40	0,06				
<i>Ceanothus coeruleus</i>	260	0,23	600	0,61				
<i>Celtis laevigata</i>					75	0,03		
<i>Carya illinoensis</i>							75	0,08
<i>Cercis canadensis</i>					75	0,25	100	0,03
<i>Chiococca pachyphylla</i>	40	0,01			25	0,04		
<i>Juglans mollis</i>	20	0,07			325	0,80		
<i>Litsea novoleontis</i>							75	0,06
<i>Pinus pseudostrobus</i>			1580	3,78	50	0,01	700	0,26
<i>Prunus mexicana</i>					100	0,60		
<i>Prunus serotina</i>	20	0,20			225	0,54		
<i>Quercus canbyi</i>	780	5,60	1100	5,96	150	0,50	125	0,35
<i>Quercus laeta</i>	800	4,65	360	2,20				
<i>Quercus laceyi</i>	280	0,64			1000	2,54	250	1,13
<i>Quercus polymorpha</i>							25	0,009
<i>Quercus rysophylla</i>	1480	10,00	2380	18,37	3250	17,78	2100	18,36
<i>Rubus trivialis</i>					25	0,00		
Suma	3700	21,47	6060	31,01	5300	23,10	3450	20,28

Indicadores ecológicos

Para determinar la composición de especies en las áreas evaluadas se utilizaron como medida de valoración la abundancia (N/ha), dominancia (m²/ha), frecuencia (N_s) e índice de valor de importancia (IVI) (Cuadro 2). En la exposición NO área no restaurada las especies con mayor peso ecológico fueron *Quercus rysophylla* (IVI=101,98%), *Q. canbyi* (IVI=66,43%) y *Q. laceyi* (IVI=62,55%), mientras en la restaurada fueron *Q. rysophylla* (IVI=117,05%), *P. pseudostrobus* (IVI=56,80%) y *Q. canbyi* (IVI=55,92%; Cuadro 2). La exposición NE área no restaurada presentó a *Q. rysophylla* (IVI=154,97%), *Q. laceyi* (IVI=46,51%) y *Prunus serotina* (IVI=19,09%) como las especies más representativas y el área restaurada a

Quercus rysophylla (IVI=171,68%), *P. pseudostrobus* (IVI=43,33%) y *Q. laceyi* (IVI=28,59%).

Cuadro 2. Indicadores ecológicos de las especies vegetales en las áreas no restauradas y restauradas.

Especies	Noroeste								Noreste							
	No restaurado				Restaurado				No restaurado				Restaurado			
	<i>A_r</i>	<i>D_r</i>	<i>F_r</i>	IVI	<i>A_r</i>	<i>D_r</i>	<i>F_r</i>	IVI	<i>A_r</i>	<i>D_r</i>	<i>F_r</i>	IVI	<i>A_r</i>	<i>D_r</i>	<i>F_r</i>	IVI
<i>Arbutus xalapensis</i>	0,54	0,11	3,85	4,49	0,66	0,21	7,41	8,27								
<i>Ceanothus coeruleus</i>	7,03	1,10	11,54	19,67	9,90	1,98	18,52	30,40								
<i>Celtis laevigata</i>									1,42	0,33	8,33	10,08				
<i>Carya illinoensis</i>													2,17	0,43	10,53	13,13
<i>Cercis canadensis</i>									1,42	1,06	8,33	10,81	2,90	0,16	10,53	13,58
<i>Chiococca</i>																
<i>pachyphylla</i>	1,08	0,05	7,69	8,82					0,47	0,01	4,17	4,65				
<i>Juglans mollis</i>	0,54	0,36	3,85	4,75					6,13	3,47	8,33	17,94				
<i>Litsea novoleontis</i>													2,17	0,33	10,53	13,03
<i>Pinus pseudostrobus</i>					26,07	12,21	18,52	56,80	0,94	0,05	4,17	5,16	20,29	1,99	21,05	43,33
<i>Prunus mexicana</i>									1,89	2,62	8,33	12,84				
<i>Prunus serotina</i>	0,54	0,96	3,85	5,35					4,25	2,35	12,50	19,09				
<i>Quercus canbyi</i>	21,08	26,12	19,23	66,43	18,15	19,25	18,52	55,92	2,83	2,15	8,33	13,31	3,62	1,74	5,26	10,63
<i>Quercus laeta</i>	7,57	3,02	15,38	25,97	5,94	7,09	18,52	31,55								
<i>Quercus laceyi</i>	21,62	21,70	19,23	62,55					18,87	10,98	16,67	46,51	7,25	5,55	15,79	28,59
<i>Quercus polymorpha</i>													0,72	0,04	5,26	6,03
<i>Quercus rysophylla</i>	40,00	46,59	15,38	101,98	39,27	59,26	18,52	117,05	61,32	76,98	16,67	154,97	60,87	89,76	21,05	171,68
<i>Rubus trivialis</i>									0,47	0,00	4,17	4,64				
Suma	100	100	100	300	100	100	100	300	100	100	100	300	100	100	100	300

A_r=abundancia relativa, *D_r*=dominancia relativa, *F_r*=frecuencia relativa, *IVI*=índice de valor de importancia.

Diversidad α

Las áreas sin tratamiento de restauración ecológica fueron las que presentaron mayor riqueza y diversidad (Cuadro 3). Con esta información se puede aludir que existe una disminución en la riqueza y diversidad en las áreas con tratamiento de restauración ecológica. Probablemente la disminución de la riqueza y diversidad de las áreas restauradas es debida a la poda de los vástagos del género *Quercus* para dejar aquellos con las mejores características fenotípicas. Con estas acciones se modifica la estructura vertical, ya que existe un incremento en la abundancia de especies en el estrato superior (I), generando árboles de mayor

altura, donde las copas impiden el paso de los rayos lumínicos. Sin embargo, el objetivo de las actividades de restauración ecológica es generar un ecosistema similar al de referencia (maduro) el cual está constituido predominantemente por *P. pseudostrobus* (Jiménez *et al.*, 2001; Alanís *et al.*, 2008), por lo que las actividades silvícolas realizadas en las áreas disminuyen la riqueza y diversidad, pero favorecen el establecimiento de *P. pseudostrobus*, especie con mayor peso ecológico en ecosistemas maduros de este tipo (Jiménez *et al.*, 2001). Esta información concuerda con la de González *et al.* (2007), González *et al.* (2008) y Alanís *et al.* (2008) donde mencionan que los ecosistemas impactados recientemente por incendios forestales presentan mayor riqueza y diversidad que los ecosistemas maduros.

Cuadro 3. Índices de diversidad de las comunidades evaluadas.

Índice	Noroeste (NO)		Noreste (NE)	
	Testigo	Restaurado	Testigo	Restaurado
Riqueza específica (<i>S</i>)	9	6	11	8
Margalef (<i>D_a</i>)	1,59	0,91	1,86	1,42
Shannon (<i>H'</i>)	1,52	1,45	1,31	1,24

Diversidad β

La diversidad β se puede estimar mediante índices de similitud-disimilitud e índices de remplazo de especies (Moreno, 2001). En el presente estudio se estimó el índice de similitud-disimilitud de Bray-Curtis (1957) para estimar la diversidad β . Las áreas evaluadas presentaron diferencias en la composición de especies, ya que en cada exposición de ladera se registraron especies exclusivas que manifiestan fidelidad a las condiciones ecológicas específicas, como *Arbutus xalapensis* y *Ceanothus coeruleus* que ocurren exclusivamente en la exposición NO, mientras que las especies *Celtis laevigata*, *Carya illinoensis*, *Litsea novoleontis*, *Prunus mexicana*, *Quercus polymorpha* y *Rubus trivialis*, se

encuentran únicamente en la exposición NE. De acuerdo al dendrograma de Bray-Curtis (Fig. 2), las áreas de exposición NO poseen una similitud de 69,34%, mientras que las áreas en la exposición NE mostraron una similitud de 70,05%. Los ecosistemas con diferente exposición (NE y NO) pero sometidos al mismo tratamiento mostraron una similitud de 58% y 57% respectivamente, lo que indica que las áreas están más asociadas por la exposición de ladera de la SMO que por los tratamientos de restauración ecológica.

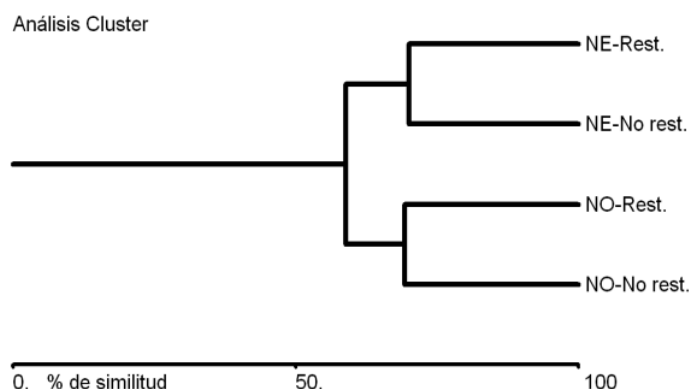


Figura 2. Dendrograma de similitud-disimilitud de Bray-Curtis

Distribución vertical

El Cuadro 4 muestra las abundancias absolutas (N/ha) y relativas (A_r) de las especies presentes en cada estrato, observándose que en la exposición NO el área no restaurada se encuentra constituida por dos estratos (II, III) ya que el estrato I únicamente está constituida por el 2,7% del total de los individuos. El estrato II y III está constituido por el 54,59% y el 42,70% respectivamente.

El área restaurada también está constituida predominantemente por los estratos II y III, donde *Pinus pseudostrobus* presenta una abundancia de 1,35% en el estrato II y 23,23% en el estrato III. La exposición NE presenta mayor heterogeneidad en las abundancias de los estratos, siendo los estratos II y III los que presentan mayor abundancia. El área no restaurada presenta un 12,74% de abundancia relativa en el estrato I, 41,98% en el estrato II y 45,28% en el estrato III. El área

restaurada presentó una alta heterogeneidad de acuerdo a la abundancia en los tres estratos, presentando 26,09% en el estrato I, 34,06% en el estrato II y 39,86% en el estrato III.

Analizando la composición de los estratos en las 4 áreas evaluadas, el estrato I se encuentra conformado principalmente por *Q. rysophylla*, siendo la exposición NE la que presenta mayor densidad. El estrato II también se constituye principalmente por *Q. rysophylla*, entre otras especies en menor proporción. Sin embargo el estrato III en las áreas no restauradas se compone principalmente por *Q. rysophylla* y en las áreas restauradas por *P. pseudostrobus*. Es importante mencionar que existe una mayor heterogeneidad biológica en el estrato III que en todas las áreas.

Cuadro 4. Distribución vertical de las especies vegetales en las áreas restauradas y no restauradas.

Especie	Noroeste				Noreste			
	No restaurado		Restaurado		No restaurado		Restaurado	
	N/ha	%	N/ha	%	N/ha	%	N/ha	%
Estrato I								
<i>Juglans mollis</i>					100	1,89		
<i>Prunus mexicana</i>					25	0,47		
<i>Prunus serotina</i>					25	0,47		
<i>Quercus canbyi</i>	20	0,54	61	1,01			25	0,72
<i>Quercus laceyi</i>	40	1,08			25	0,47	50	1,45
<i>Quercus rysophylla</i>	40	1,08	245	4,04	500	9,43	825	23,91
Suma	100	2,70	306	5,05	675	12,74	900	26,09
Estrato II								
<i>Ceanothus coeruleus</i>	100	2,70	20	0,33				
<i>Cercis canadensis</i>					50	0,94		
<i>Chiococca pachyphylla</i>	20	0,54						
<i>Juglans mollis</i>					100	1,89		
<i>Pinus pseudostrobus</i>			82	1,35			50	1,45
<i>Prunus mexicana</i>					75	1,42		
<i>Prunus serotina</i>	20	0,54			100	1,89		
<i>Quercus canbyi</i>	460	12,43	653	10,78	25	0,47	25	0,72
<i>Quercus laceyi</i>	420	11,35			350	6,60	100	2,90
<i>Quercus laeta</i>	120	3,24	306	5,05				
<i>Quercus polymorpha</i>							25	0,72
<i>Quercus rysophylla</i>	880	23,78	1816	29,97	1525	28,77	975	28,26
Suma	2020	54,59	2877	47,48	2225	41,98	1175	34,06
Estrato III								
<i>Arbutus xalapensis</i>	20	0,54	41	0,68				
<i>Carya illinoensis</i>							75	2,17
<i>Ceanothus coeruleus</i>	160	4,32	592	9,77				
<i>Celtis laevigata</i>					75	1,42		
<i>Cercis canadensis</i>					25	0,47	100	2,90
<i>Chiococca pachyphylla</i>	20	0,54			25	0,47		
<i>Juglans mollis</i>	20	0,54			125	2,36		
<i>Litsea novoleontis</i>							75	2,17
<i>Pinus pseudostrobus</i>			1408	23,23	50	0,94	650	18,84
<i>Prunus serotina</i>					100	1,89		
<i>Quercus canbyi</i>	300	8,11	408	6,73	100	1,89	75	2,17
<i>Quercus laceyi</i>	340	9,19			625	11,79	100	2,90
<i>Quercus laeta</i>	160	4,32	61	1,01				
<i>Quercus rysophylla</i>	560	15,14	367	6,06	1250	23,58	300	8,70
<i>Rubus trivialis</i>					25	0,47		
Suma	1580	42,70	2877	47,48	2400	45,28	1375	39,86

Las áreas evaluadas presentan similitud en su distribución vertical, presentando valores de A entre 2,00 y 2,30 y valores de A_{\max} entre 2,89 y 3,50, lo que indica que las áreas evaluadas se encuentran constituidas por 2 estratos predominantemente (II y III) y que no todas las especies se encuentran en todos los estratos (Cuadro 5).

Cuadro 5. Valores del índice de distribución vertical de especies (A) de las áreas evaluadas.

Exposición	Área	A	A_{\max}
Noroeste	No restaurado	2,20	3,30
	Restaurado	2,01	2,89
Noreste	No restaurado	2,30	3,50
	Restaurado	2,00	3,18

DISCUSIÓN

Abundancia y dominancia

La alta presencia de *P. pseudostrobus* en las áreas restauradas se debe al éxito de las acciones de reforestación que se desarrollaron en el área, ya que reforestaciones similares en la SMO han tenido escasa sobrevivencia (<30%) al segundo año de plantación debido a múltiples factores (Jiménez *et al.*, 2005; Marroquín *et al.*, 2006; Mata *et al.*, 2010). Es evidente que las acciones de reforestación incrementaron la densidad del *P. pseudostrobus*, dado que las áreas sin intervención presentaron densidades de 0 y 50 N/ha, mientras que las áreas restauradas presentaron 700 y 1,580 N/ha, lo que podría considerarse favorable en la aceleración de la sucesión natural (Prach y Hobbs, 2008), ya que los ecosistemas maduros de referencia en la zona presentan a *P. pseudostrobus* como una especie clave de las etapas más avanzadas con una densidad de 183 ind./ha (Jiménez *et al.*, 2001; González *et al.*, 2008).

De acuerdo a un estudio realizado por Jiménez *et al.* (2001), un ecosistema maduro de *Pinus-Quercus* en la Sierra Madre Oriental presenta una densidad arbórea de 340 N/ha. En el presente estudio se registró una abundancia de 3,450 a 6,060 N/ha. Este aumento en la densidad de pies post-incendio registrada en esta investigación es debido a que las especies de *Quercus*, además de rebrotar de la base del tronco, también tiene como estrategia evolutiva rebrotan de la raíz (obs. per.). Esta capacidad de respuesta ante el fuego es la responsable de la alta tasa de densidad registrada. No obstante, ahora se sabe que no son individuos independientes, sino vástagos de árboles maduros preestablecidos. En relación al área basal, los mismos autores mencionan que un ecosistema maduro posee 18,75 m²/ha. Las áreas evaluadas presentaron de 20 a 30 m²/ha, lo cual muestra que poseen un área basal similar o superior que un ecosistema maduro, pero con la diferencia que en las áreas post-incendio, los diámetros de vástagos leñosos son numerosos y menores respecto al ecosistema maduro de referencia.

En las áreas restauradas *P. pseudostrobus* presentó las densidades más altas de 1,580 y 700 N/ha; sin embargo, *Q. rysophylla* tuvo densidades mayores. En un ecosistema maduro, la comunidad leñosa se encuentra constituida principalmente por *P. pseudostrobus* y en segunda instancia por *Q. rysophylla*, en una relación de 2:1, proporción que no se ha alcanzado aún en las áreas restauradas. El área basal que presentaron los individuos de *P. pseudostrobus* indica que se trata de individuos jóvenes, dado que el área basal es inferior a lo registrado por Jiménez *et al.* (2001), quienes mencionan 13,53 m²/ha para individuos adultos con una edad media de 61 años.

Indicadores ecológicos

El alto índice de importancia ecológica que presentaron las especies del género *Quercus* concuerda con los resultados de González *et al.* (2007) y Alanís *et al.* (2008), quienes mencionan que áreas en regeneración post-incendio este género es el que presenta mayor presencia. *Pinus pseudostrobus* presentó un alto valor

ecológico en las áreas con tratamiento de restauración ecológica debido a que fue favorecida por las prácticas silvícolas. La especie *P. pseudostrobus* a pesar de presentar una alta abundancia en las áreas restauradas presentó una baja dominancia. Si se pretende acelerar la recuperación de las áreas afectadas post-incendio tomando como referencia la estructura y diversidad del ecosistema de referencia, se recomienda restablecer acciones de aclareo de los individuos vecinos de *P. pseudostrobus*, para favorecer el crecimiento de esta especie clave, además de generar áreas abiertas para que ingrese suficiente radiación solar, así como la fauna dispersadora y, con ellos, las semillas de árboles y arbustos de las fases maduras de la sucesión (Zamora *et al.*, 2004).

La especie con mayor peso ecológico en ambas exposiciones de ladera (NE y NO) y tratamientos (con y sin de restauración) fue *Quercus rysophylla*; ya que es la especie de *Quercus* más abundante de los bosques maduros (Jiménez *et al.*, 2001) y cuando las comunidades se incendian esta especie tiende a rebrotar vigorosamente (García, 2000). El *Pinus pseudostrobus* fue la segunda especie de mayor peso ecológico en las áreas restauradas, debido a las acciones de revegetación.

Diversidad α

Los incendios forestales causan modificaciones en la composición, riqueza y diversidad de las especies arbóreas de los bosques de pino-encino de la Sierra Madre Oriental que, dependiendo de la duración e intensidad, pueden causar la muerte del 100% de *P. pseudostrobus*. Sin embargo, *Quercus* sp. posee la capacidad de rebrotar vigorosamente después de los incendios a partir del sistema radical, ya que éste se estimula ante los efectos del aumento de la temperatura del suelo, lo cual les confiere una ventaja competitiva en la recolonización de zonas incendiadas (Zavala, 2000; Alanís *et al.*, 2008). Debido a lo anterior se registró una alta presencia de especies de la familia Fagaceae. Las altas densidades de *Quercus* sp. se han mantenido constantes, ya que un año después del incendio

García (2000) cuantificó en la misma área donde se llevó a cabo la presente investigación 2,240 N/ha y actualmente (después de 10 años) existe una densidad que oscila entre los 1,480 a los 3,250 N/ha. En el presente estudio no se registró *P. pseudostrobus* en la exposición NO y se observó en un porcentaje muy bajo en la exposición NE de las áreas que no se sometieron a prácticas de restauración.

La disminución en la riqueza y diversidad de especies en el área con tratamiento de restauración ecológica comparada con el área sin tratamiento de las dos exposiciones de ladera, es el resultado de las prácticas silvícolas llevadas a cabo en ellas, ya que los individuos vecinos de *P. pseudostrobus* fueron eliminados por las acciones de aclareo. La riqueza y diversidad que presentaron las áreas sin tratamiento de restauración en las dos exposiciones indican que el incendio forestal contribuyó a la diversidad y heterogeneidad de los ecosistemas (González *et al.*, 2007). Durante las primeras etapas sucesionales los ecosistemas son altamente diversos debido a la presencia de especies pioneras (González *et al.*, 2008); contrario a lo registrado en el ecosistema restaurado, en el cual el objetivo es restablecer un ecosistema en condiciones anteriores al incendio, es decir un ecosistema maduro.

Diversidad β

La composición de especies en las exposiciones de ladera (NO y NE) es diferente, debido a que la orientación de la exposición influye en la incidencia de energía que se irradia al ambiente, de tal manera que esto puede afectar los procesos metabólicos vitales (fotosíntesis, transpiración y respiración) de las plantas (Lambers *et al.*, 1998) y determina la presencia o ausencia de ciertas plantas en una exposición de ladera o en otra. Lo anterior fue demostrado mediante el análisis de Bray-Curtis, indicando que las exposiciones de ladera NE y NO presentan mayor similitud que las áreas con y sin tratamiento de restauración ecológica, ya que se registraron especies exclusivas que manifiestan fidelidad a las condiciones ecológicas específicas, como *Arbutus xalapensis* y *Ceanothus*

coeruleus que ocurren exclusivamente en la exposición NO, mientras que las especies *Celtis laevigata*, *Carya illinoensis*, *Litsea novoleontis*, *Prunus mexicana*, *Quercus polymorpha* y *Rubus trivialis*, se encuentran únicamente en la exposición NE. El análisis de similitud indicó que las áreas son más similares por efecto de la exposición de ladera, que por los tratamientos de restauración ecológica.

Distribución vertical

Referente a la distribución vertical de las especies se tiene que las cuatro áreas evaluadas presentan similitud en su distribución vertical, presentando valores de A entre 2,00 y 2,30 y valores de A_{\max} entre 2,89 y 3,50, indicando con ello que las áreas evaluadas se encuentran constituidas predominantemente por 2 estratos (II y III) y que no todas las especies se encuentran en todos los estratos. Los resultados de la presente investigación son similares a los obtenidos por Jiménez *et al.* (2001), quienes evaluaron un ecosistema maduro de *Pinus-Quercus* en la misma zona y obtuvieron valores de $A=2,07$ y $A_{\max}=3,50$. Pero de acuerdo con los mismos autores la composición vegetal es a la inversa, es decir, en un ecosistema maduro, el estrato I está constituido únicamente por *P. pseudostrobus* y esta especie tiene una alta presencia en los tres estratos, contrario a lo documentado en el presente estudio. Si se desea que las áreas restauradas mantengan la densidad de *P. pseudostrobus* es recomendable realizar prácticas silvícolas de aclareo a los árboles vecinos para crear espacios adecuados para el óptimo desarrollo de los individuos. Es indispensable la continuidad en las prácticas silvícolas para evitar que el área foliar del género *Quercus* impida el acceso de los rayos lumínicos, frenando con ello el óptimo desarrollo de *P. pseudostrobus*, lo cual conllevaría en un futuro al establecimiento de un ecosistema exclusivo de *Quercus*.

CONCLUSIÓN

De acuerdo a los resultados de la presente investigación se concluye que los ecosistemas de pino-encino impactados post-incendio del noreste de México están constituidos predominantemente por especies del género *Quercus* sp. ya que tiene como estrategia evolutiva rebrotar. De acuerdo al análisis de la riqueza y diversidad α , las áreas con tratamiento de restauración ecológica presentaron mayor similitud a un ecosistema maduro de referencia que las áreas sin tratamiento. Los ecosistemas con diferente exposición (NE y NO) pero sometidos al mismo tratamiento de restauración mostraron una similitud de 58% y 57% respectivamente, lo que indica que las áreas están más asociadas a la exposición de ladera de la SMO que por los tratamientos de restauración ecológica. La densidad arbórea no mostró diferencias ($P=0.085$) en los tratamientos, mientras la dominancia ($P=0.000$) fue menor en el área restaurada con exposición noreste. La distribución vertical de las especies fue similar en las 4 áreas evaluadas, mostrando que están constituidas por 2 estratos predominantemente (II y III).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Parque Ecológico Chipinque por todas las facilidades otorgadas para el desarrollo y establecimiento de esta investigación, principalmente a la Directora General Lic. Lillian Belle Willcockson. También se agradece la colaboración del Dr. Glafiro Alanís Flores en la identificación de las especies, y a la Biol. Perla Cecilia García Galindo, M.C. Erik Iván Meléndez, Biol. Daniel Espinoza Vizcarra y Biol. Esaú Illán Moreno por el apoyo en las actividades de campo y gabinete.

LITERATURA CITADA

- Aguirre, O.A.; Hui, G.; Gadow, K.V.; Jiménez, J. 2003. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *Forest Ecology and Management* 183:137-145.

- Alanís, E.; Jiménez, J.; Espinoza, D.; Jurado, E.; Aguirre, O.A.; González, M.A. 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2):113-118.
- Bray, J.R.; Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* (27):325-349.
- Canizales, P.A.; Alanís, E.; Aranda, R.; Mata, J.M.; Jiménez, J.; Alanís, G.; Uvalle, J.I.; Ruiz, M.G. 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León, México. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15(2):115-120.
- Clifford, H.; Stephenson, W. 1975. An introduction to numerical classification. Academia Press, London, 229 p.
- CONAFOR, 2008. Comisión Nacional Forestal. Evaluación de áreas impactas por incendios forestales. [Fecha de consulta: Febrero 2009] Disponible en: URL: <http://www.confaor.gob.mx>
- Corral, J.J.; Aguirre, O.A.; Jiménez, J.; Corral, S. 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el Bosque Mesófilo de Montaña "El Cielo", Tamaulipas, México. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales*. 14(2):217-228.
- Curtis, J.T.; McIntosh, R.P. 1951. An upland forest continuum in the Praire Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology* 32: 476-496.
- Danilin, I. 2009. Structural and functional organization of a larch phytocenosis in a postfire progressive succession in the north of Central Siberia. *Contemporary Problems of Ecology* 2(1):55-65.
- Del Río, M.; Montes, F.; Cañellas, I.; Montero, G. 2003. Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales*. 12(1):159-176.
- Fu, X.; Xiu, L.; Du, X.; He, H. 2006. Post-fire habitat restoration of sables during winter season in northern slope of the Great Xing'an Mountains. *Journal of Forestry Research* 17(3):231-237.

- Gallegos, V.; Navarro, R.M.; Fernández, P.; Valle, G. 2003. Postfire regeneration in *Pinus pinea* L. and *Pinus pinaster* Aiton in Andalusia (Spain). *Environmental Management* 31(1):86-99.
- García, D. A. 2000. Restauración de la vegetación en los bosques de encino y pino en el Parque Ecológico Chipinque, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, UANL.
- González, M.A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Himmelsbach, L. 2007. Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino Encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques*. 13(2):51-63.
- González, M.A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Schulz, R. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management* 256:161-167.
- INEGI. 1986. Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 170 p.
- Jiménez, J.; Alanís, E.; Aguirre, O.A.; Pando, M.; González, M.A. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Madera y Bosques* 15(3):5-20.
- Jiménez, J.; Aguirre, O.A.; Kramer, H. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales*. 10(2):355-366.
- Jiménez, J.; Jurado, E.; Aguirre, O.A.; Estrada, E. 2005. Effect of grazing on restoration of endemic dwarf pine (*Pinus culminicola* Andresen et Beaman) populations in northeastern Mexico. *Restoration Ecology* 13(1):103-107.
- Lambers, H.; Chapin III, F.S.; Pons, T.L. 1998. *Plant Physiological Ecology*. Springer-Verlag, Nueva York, 540 p.
- Liceaga, E. 2009. Efecto de prácticas de conservación de suelo post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, UANL.

- Magurran, A. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. Oxford, UK. 256 pp.
- Marroquín, R.; Jiménez, J.; Garza, F.; Aguirre, O.A.; Estrada, E.; Bourguet, R. 2006. Pruebas de regeneración artificial de *Pinus pseudostrobus* en localidades degradadas por incendios. Revista Ciencia UANL (9):298-303.
- Mata, J.M.; Treviño, E.J.; Jiménez, J.; Aguirre, O.; Alanís, E.; Salinas, W.E. 2010. Evaluación de la siembra directa con especies de pino en la restauración de un ecosistema semiárido-templado. Revista Ciencia UANL 8(1):72-77.
- Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Robles, P. 1997. Megadiversidad, los países biológicamente más ricos del mundo. CEMEX, México. 501 p.
- Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manual y Tesis SEA. Editado por Cooperación Iberoamericana (CYTED), UNESCO (ORCYT) y SEA. Vol. 1. Pachuca, Hidalgo, México. 83p.
- Mostacedo, B.; Fredericksen, T.S. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. BOLFOR; Santa Cruz, Bolivia. 87p.
- Petit, J. 2008. Clasificación, Estructura y Composición de los Bosques. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. Universidad de los Andes, Venezuela.
- Prach, K.; Hobbs, R.J. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. Restoration Ecology 16(3):363-366.
- Pretzsch, H. 1996. Strukturvielfalt als ergebnis waldbaulichen handels. Deutscher Verband Forestlicher Forschungsanstalten. Sekt. Ertragskunde. Nehresheim, 134-154.
- Rodríguez, D.A.; Fulé, P.Z. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. International Journal of Wildland Fire 12(1):23-37.
- Sánchez, O.; Peters, E.; Márquez, R.; Vega, E.; Portales, G.; Valdez, M. Azuara, D. 2005. Temas sobre restauración ecológica. México: INE-SEMARNAT, 256 p.

- SEMARNAT, 2006. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. El medio ambiente en México 2005: En resumen. Disponible en: URL: <http://www.semarnat.gob.mx>
- Shannon, C. 1948. The mathematical theory of communication. The Bell System Technical Journal 27:379-423.
- Society for Ecological Restoration (SER). Science and Policy Working Group. The SER Primer on Ecological Restoration. 2002. [Fecha de consulta: Enero 2009] Disponible en: URL: <http://www.ser.org/>
- Van Leeuwen, W.J. 2008. Monitoring the Effects of Forest Restoration Treatments on Post-Fire Vegetation Recovery with MODIS Multitemporal Data. Sensors 8(3):2017-2042.
- Whisenant, S. 2005. First steps in erosion control. Forest restoration in landscapes. Springer New York pp. 350-356.
- Zamora, R.; García, P.; Gómez, L. 2004. Las interacciones planta-planta y planta animal en el contexto de la sucesión ecológica. En: Valladares F. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid, p. 371-393.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. fourth edition. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Zavala, F. 2000. El Fuego y la Presencia de Encinos. Ciencia Ergo Sum 7(3):269-276.

Capítulo IV.

Caracterización de la regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México



Fotografía post-incendio tomada en el año 1998, se aprecian las obras de retención del suelo y los rebrotes de individuos del género *Quercus*.

Publicado como: Alanís, E.; Jiménez, J.; Valdecantos, A.; Pando, M.; Aguirre O.; Treviño, E.J. 2010. Caracterización de la regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente. Aceptado.

Caracterización de la regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México

Eduardo Alanís-Rodríguez¹, Javier Jiménez-Pérez², Alejandro Valdecantos-Dema³
Marisela Pando-Moreno², Oscar Aguirre-Calderón², Eduardo J. Treviño-Garza²,

¹Estudiante de Doctorado en Ciencias, Facultad de Ciencias Forestales,
Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Linares-Cd. Victoria Km 145.
Apartado Postal 41. C. P. 67700, Linares, N. L. México. Correo:
alanis_eduardo@yahoo.com.mx;

²Profesor-Investigador de la Facultad de Ciencias Forestales, Universidad
Autónoma de Nuevo León. Carretera Linares-Cd. Victoria Km 145. Apartado
Postal 41. C. P. 67700, Linares, N. L. México.

³Investigador del Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Parque
Tecnológico, c/ Charles R. Darwin No. 14, Valencia, España.

Resumen

La presente investigación caracteriza la regeneración de la vegetación leñosa recuperada post fuego ocurrido en el año de 1998 que afectó 500 ha de bosques templados en el Parque Ecológico Chipinque (NE de México). Los objetivos planteados fueron estimar la riqueza y diversidad de la vegetación leñosa (≥ 1 cm de diámetro) regenerada post fuego y estimar los parámetros ecológicos de abundancia (AR_i), dominancia (DR_i), frecuencia (FR_i) e índice de valor de importancia (IVI) de las especies. Se registraron 10 órdenes, 11 familias, 21 géneros y 26 especies. El género con mayor representatividad fue *Quercus*, presentando un 148.16% de peso ecológico en el área. Las especies más representativas fueron *Quercus polymorpha* ($IVI=71.13\%$) y *Pinus pseudostrobus* ($IVI=50.67\%$). La densidad arbórea fue de 2864 N/ha, con una cobertura foliar de

12526 m²/ha, lo que indica una cobertura del 100% y sobreposición de copas. Los valores del índice de riqueza de Margalef ($D_{Mg}=3.64$) y de diversidad de Shannon ($H'=2.39$) indicaron alta diversidad.

Palabras clave: Diversidad, riqueza, índice de valor de importancia

Summary

The present research characterized the regeneration of woody vegetation recovered after the fire occurred in the year 1998 that affected 500 ha of temperate forest in the Chipinque Ecological Park (NW Mexico). The objectives were to estimate the richness and diversity of woody vegetation (≥ 1 cm in diameter) regenerated after the fire and assess the ecological parameters of abundance (A_{ri}), dominance (DR_i), frequency (Fr_i) and importance value index (IVI) of the species. There were 10 orders, 11 families, 21 genera and 26 species. The genus *Quercus* was the most represented, presenting a 148.16% of importance ecological in the area. The most representative species were *Quercus polymorpha* ($IVI=71.13\%$) and *Pinus pseudostrobus* ($IVI=50.67\%$). Tree density was 2864 N/ha, with leaf area index of 12526 m²/ha, indicating 100% cover and crown overlapping. The values of Margalef richness index ($D_{Mg}=3.64$) and Shannon diversity ($H'=2.39$) indicated high diversity.

Key words: diversity, richness, importance value index

Introducción

Los incendios forestales son el tipo de perturbación más importante en el Parque Ecológico Chipinque (PECh) (Alanís *et al.*, 2010) y la tercera causa de pérdida de vegetación natural en México, sólo por debajo de la tala ilegal y la transformación de terrenos forestales a agrícolas y ganaderos (SEMARNAT, 2006). Si bien el fuego es un factor natural en los bosques de *Pinus-Quercus* de la Sierra Madre

Oriental (SMO), en los últimos años se ha registrado un incremento importante de la frecuencia de incendios (González *et al.*, 2008). En abril de 1998 un incendio forestal afectó una tercera parte del PECh (500 ha) (Alanís *et al.*, 2010), afectando los ecosistemas de pino-encino y zonas de transición de bosque de pino-encino y matorral submontano.

Vista la importancia de los incendios en México, en general, y en el PECh, en particular, resulta importante evaluar y estudiar cómo se produce la regeneración de la vegetación afectada por el fuego y cómo son los ecosistemas resultantes. Por lo anterior, el conocimiento de la riqueza y diversidad del ecosistema y la abundancia, dominancia y frecuencia de las especies es fundamental para entender los procesos de regeneración del ecosistema ante el fuego (Kennedy y Horn, 2008, Alanís *et al.*, 2010). El empleo de este tipo de información se ha incrementado entre los científicos, técnicos y manejadores de recursos naturales, ya que es el punto de partida para la correcta toma de decisiones dentro de los programas de rehabilitación y restauración ecológica (González *et al.*, 2007).

Existe escasa literatura sobre la regeneración de la vegetación leñosa posterior al fuego en México (Rodríguez *et al.*, 2007, Vilchis y Rodríguez, 2007, Martínez y Rodríguez, 2008), la cual está centrada en ecosistemas templados del centro del país. En la Sierra Madre Oriental (SMO) del NE de México se han desarrollado algunas investigaciones sobre la regeneración post-incendio de ecosistemas de pino-encino, como las de González *et al.* (2007, 2008) y Alanís *et al.* (2008b, 2010). Sin embargo, se desconoce la regeneración de ecotonos específicos como las zonas de transición que existen entre bosques de pino-encino y matorral submontano.

Los objetivos planteados en la presente investigación son: 1) estimar la riqueza de la vegetación leñosa ($\geq 1\text{cm}$ de diámetro) 9 años después del incendio forestal en la SMO, 2) estimar los parámetros ecológicos de abundancia (AR_i), dominancia (DR_i), frecuencia (FR_i) e índice de valor de importancia (IVI), 3) cuantificar la

diversidad α y 4) caracterizar el estrato arbóreo mediante la determinación de la densidad de individuos y el área de copa. La información generada profundizará en el conocimiento ecológico de respuesta de este ecotono frente al fuego y proporcionará importantes elementos a considerar en la toma de decisiones de gestión de estos ambientes.

Material y métodos

El estudio se realizó dentro del PECh (Fig. 1), cuya superficie es de 1815 ha y forma parte del Área Natural Protegida del Parque Nacional Cumbres de Monterrey. El PECh se localiza en los municipios de San Pedro Garza García y Monterrey, en Nuevo León (México) entre las coordenadas geográficas 100°18' y 100°24' de longitud oeste y 25°33' y 25°35' de latitud norte. El área de estudio presenta una altitud entre 1100 y 1150 msnm, con un clima semiseco (602 mm de precipitación anual) con marcadas lluvias en verano, y una temperatura media anual de 21.3°C (INEGI, 1986). Perteneció al sistema de topoformas Sierra Pliegue Flexionada donde los suelos dominantes son litosoles y rendzinas.

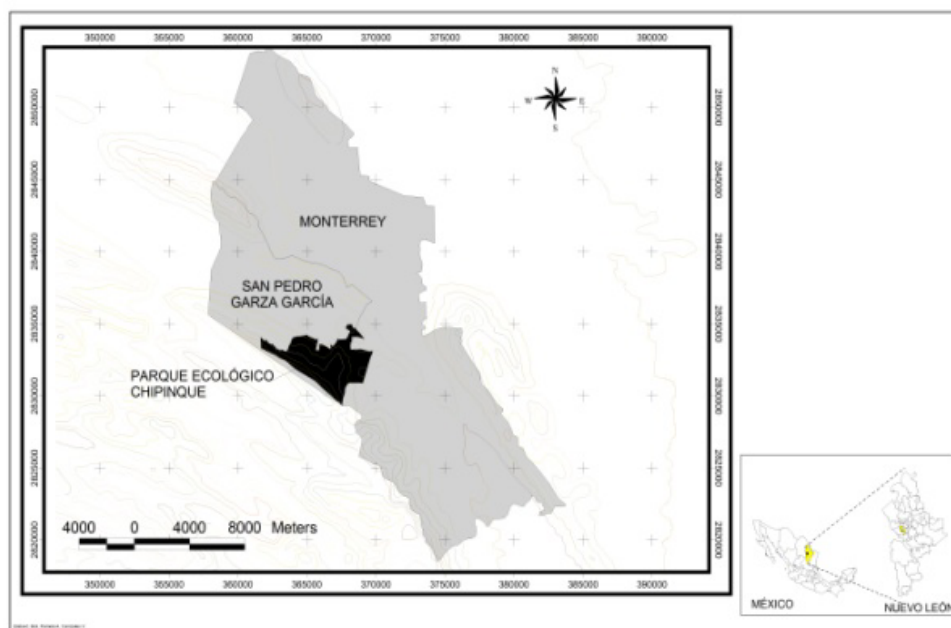


Figura 1. Localización de la zona de estudio (Parque Ecológico Chipinque, Nuevo León, México).

En abril de 1998 se presentó un incendio forestal de baja intensidad en una zona de transición entre el bosque de pino-encino y matorral submontano que afectó significativamente los elementos vegetales (Alanís *et al.*, 2008b). El incendio fue superficial y de copa y duró seis días. Las especies del género *Quercus* sufrieron daño en la parte aérea, pero tienen como estrategia evolutiva la capacidad de rebrotar a partir de estructuras subterráneas, lo cual les permite regenerar rápidamente los tejidos aéreos (Zavala, 2001). En cambio, *Pinus pseudostrobus* es una especie resistente a los fuegos de baja intensidad gracias a su gruesa corteza y a la protección física de las yemas terminales que le permite recuperar el follaje quemado especialmente en estadíos jóvenes (Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003). Durante el incendio hubo ejemplares de *P. pseudostrobus* que murieron, por lo que en 1998 se realizó una plantación de 500 hectáreas a razón de 2000 brinzales/ha.

En mayo de 2007, 9 años después del incendio forestal, se establecieron áreas de estudio en las que se muestreó la comunidad vegetal regenerada post fuego. Se realizó un muestreo completamente al azar en el cual se establecieron sitios cuadrados debido a su fácil delimitación en vegetación densa. Los sitios fueron de 100 m² (Alanís *et al.*, 2008a; Canizales *et al.*, 2009) separados 20 metros entre sí. Se elaboró una curva especie-área (Mostacedo y Fredericksen, 2000) para estimar el número mínimo de sitios necesarios para obtener información representativa. Se realizaron en total 33 sitios de muestreo, donde se registraron las especies leñosas con un diámetro en la base del tallo superior a 1 cm y se evaluó el área de copa, la cual se obtuvo a través de una cinta métrica midiendo el espacio ocupado por la copa en sentido norte-sur y este-oeste. Asimismo se realizó una colecta botánica de todas las especies evaluadas y fueron llevadas para su identificación al herbario de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

Para evaluar el papel relativo de las especies en el ecosistema regenerado se utilizaron los indicadores ecológicos de abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia (Magurran, 2004). Para la estimación de la abundancia relativa se empleó la siguiente ecuación:

$$A_i = N_i / S$$

$$AR_i = \left(A_i / \sum A_i \right) * 100$$

$$i = 1 \dots n$$

donde AR_i es la abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total, N_i es el número de individuos de la especie i , y S la superficie de muestreo (ha). La dominancia relativa se evaluó mediante:

$$D_i = Ab_i / S(ha)$$

$$DR_i = \left(D_i / \sum D_i \right) * 100$$

$$i = 1 \dots n$$

donde DR_i es la dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total, Ab el área de copa de la especie i y S la superficie (ha). La frecuencia relativa se obtuvo con la siguiente ecuación:

$$F_i = P_i / NS$$

$$FR_i = \left(F_i / \sum F_i \right) * 100$$

$$i = 1 \dots n$$

donde FR_i es la frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total, P_i es el número de sitios en la que está presente la especie i y NS el número total de sitios de muestreo. El índice de valor de importancia (IVI) se define como:

$$IVI = AR_i + DR_i + FR_i$$

Para estimar la riqueza de especies se utilizó el índice de Margalef (D_{Mg}) y para la diversidad de especies el índice de Shannon & Weiner (H') (1948) mediante las ecuaciones:

$$D_{Mg} = \frac{(s-1)}{\ln(N)}$$

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i * \ln(p_i)$$

$$p_i = n_i / N$$

Donde S es el número de especies presentes, N es el número total de individuos y n_i es el número de individuos de la especie i .

Resultados y discusión

En el muestreo realizado se registró la presencia de 10 órdenes, 11 familias, 21 géneros y 26 especies leñosas (Cuadro 1). Esta riqueza es mayor a la registrada por González *et al.* (2007, 2008) y Alanís *et al.* (2008b, 2010) los cuales evaluaron comunidades vegetales de pino-encino contiguas al área de estudio regeneradas post-fuego y registraron de 8 a 11 especies leñosas en sus investigaciones. Estas diferencias pueden ser debidas a que la presente investigación se realizó en los límites inferiores de la comunidad de *Pinus-Quercus*, en la zona de transición con la comunidad de matorral submontano, por lo tanto se registraron más especies ya que dichas zonas suelen poseer mayor riqueza específica (Canizales *et al.*, 2009). Las especies de la comunidad de matorral submontano que se registraron fueron: *Acacia farnesiana*, *Cordia boissieri*, *Ehretia anacua*, *Eysenhardtia polystachya*, *Fraxinus greggii*, *Havardia pallens* y *Zanthoxylum fagara* (García y Jurado, 2008; Canizales *et al.*, 2009).

El género con mayor presencia fue *Quercus*, con las especies *Q. canbyi*, *Q. laceyi*, *Q. laeta*, *Q. polymorpha*, *Q. rysophylla* y *Q. virginiana*. Esta información concuerda con las investigaciones de González *et al.* (2008), Fry (2008) y Alanís *et al.* (2010), quienes registraron este género como el más representado en las comunidades

post-incendio debido a la capacidad de rebrote que se estimula ante los efectos del aumento de la temperatura del suelo causada por el fuego (Zavala, 2000). Con esta estrategia evolutiva, los individuos al perder toda la parte aérea, removilizan las reservas para generar nuevos tejidos fotosintéticos que le nutran.

Parámetros dasométricos

La densidad de los elementos leñosos registrada fue de 2876 individuos/ha. Este dato es diez veces superior a la encontrada en un ecosistema maduro (Jiménez *et al.*, 2001), donde se registró una densidad de 297 individuos/ha, pero similar a la observada en una zona quemada 4 años después del incendio donde se registraron 3400 individuos/ha (González *et al.* 2008). Este aumento en la densidad de individuos es debido a que las especies del género *Quercus*, además de rebrotar de la base del tronco, también tienen como estrategia evolutiva rebrotar a partir de estructuras subterráneas. Esta capacidad de respuesta ante el fuego es la responsable de la alta tasa de regeneración de la comunidad vegetal incendiada.

La cobertura foliar fue de 12526 m²/ha, lo que indica una cobertura superior al 100% y, por tanto, sobreposición de copas. La especie que presentó mayor cobertura fue *Pinus pseudostrobus*, con 3964 m²/ha, debido a que 87 individuos/ha de esta especie sobrevivieron al incendio, ya que se trató de un fuego de baja intensidad y produjo la regeneración de las copas a partir de estructuras aéreas previamente establecidas (Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003). El 72.4% de la cobertura total está constituida únicamente por *P. pseudostrobus*, *Quercus polymorpha* y *Q. rysophylla*. De los 227 individuos/ha de *P. pseudostrobus* registrados, 140 fueron de la reforestación realizada post-incendio, y ninguno procedió de germinación a partir de semilla.

Cuadro 1. Índice de Valor de Importancia de las especies registradas evaluadas.

Especies	Abundancia		Dominancia		Frecuencia	IVI
	N/ha	Relativa	m ² /ha	Relativa		
<i>Quercus polymorpha</i>	812	28.2	3424.4	27.3	15.6	71.1
<i>Pinus pseudostrobus</i>	227	7.9	3964.9	31.7	11.1	50.7
<i>Quercus rysophylla</i>	464	16.1	1682.8	13.4	10.6	40.1
<i>Cercis canadensis</i>	327	11.4	927.2	7.4	10.0	28.8
<i>Quercus laeta</i>	173	6.0	734.6	5.9	7.2	19.1
<i>Litsea novoleontis</i>	194	6.7	286.6	2.3	7.2	16.3
<i>Ligustrum lucidum</i>	64	2.2	240.3	1.9	5.0	9.1
<i>Croton torreyanus</i>	121	4.2	43.9	0.4	3.9	8.5
<i>Quercus virginiana</i>	61	2.1	424.8	3.4	2.2	7.7
<i>Quercus laceyi</i>	115	4.0	274.7	2.2	1.1	7.3
<i>Bauhinia macranthera</i>	45	1.6	94.6	0.8	3.3	5.7
<i>Persea pachypoda</i>	24	0.8	92.3	0.7	3.3	4.9
<i>Arbutus xalapensis</i>	30	1.1	30.5	0.2	3.3	4.6
<i>Sophora secundiflora</i>	27	0.9	65.5	0.5	2.8	4.2
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	67	2.3	26.8	0.2	1.1	3.6
<i>Acacia farnesiana</i>	15	0.5	33.1	0.3	2.2	3.0
<i>Fraxinus greggii</i>	30	1.1	27.9	0.2	1.7	2.9
<i>Quercus canbyi</i>	21	0.7	48.3	0.4	1.7	2.8
<i>Decatropis bicolor</i>	18	0.6	30.8	0.2	1.7	2.5
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	12	0.4	2.8	0.0	1.1	1.6
<i>Ehretia anacua</i>	6	0.2	3.2	0.0	1.1	1.3
<i>Zanthoxylum fagara</i>	3	0.1	47.1	0.4	0.6	1.0
<i>Ceanothus coeruleus</i>	6	0.2	10.1	0.1	0.6	0.8
<i>Havardia pallens</i>	6	0.2	6.9	0.1	0.6	0.8
<i>Sargentia greggi</i>	3	0.1	1.3	0.0	0.6	0.7
<i>Cordia boissieri</i>	3	0.1	1.0	0.0	0.6	0.7
Total	2876	100	12526.4	100	100	300

IVI=Índice de Valor de Importancia

Parámetros ecológicos

El género *Quercus* fue el que presentó mayor Índice de Valor de Importancia (IVI), con valores totales de peso ecológico en el área de 148.16%. A nivel específico fueron *Q. polymorpha* (IVI=71.13%) y *Pinus pseudostrobus* (IVI=50.67%) las especies más representativas. Las especies características del matorral submontano presentes en el área de estudio, como *Eysenhardtia polystachya*, *Acacia farnesiana*, *Fraxinus greggii*, *Ehretia anacua*, *Zanthoxylum fagara*, *Havardia pallens* y *Cordia boissieri*, mostraron valores bajos de peso ecológico (IVI=3.64%, 3.01%, 2.94%, 1.35%, 1.04%, 0.82%, y 0.67%, respectivamente). *Pinus pseudostrobus* presentó mayor IVI que otras especies con abundancias más elevadas como *Cercis canadensis* y *Quercus rysophylla* debido, a que su alta dominancia se deriva de la ventaja que supone la gruesa corteza y a la protección física de las yemas terminales que le permite recuperar el follaje quemado. El patrón de la abundancia relativa de las especies en el área de estudio presenta un alto número de especies poco representadas, disminuyendo progresivamente las especies con elevada abundancia a lo largo de una exponencial negativa ($R^2=0.919$; Figura 1). Este comportamiento es habitual en numerosos ecosistemas tanto maduros como en procesos de sucesión secundaria del noreste de México (Jiménez *et al.*, 2001; González *et al.*, 2008; Canizales *et al.*, 2009).

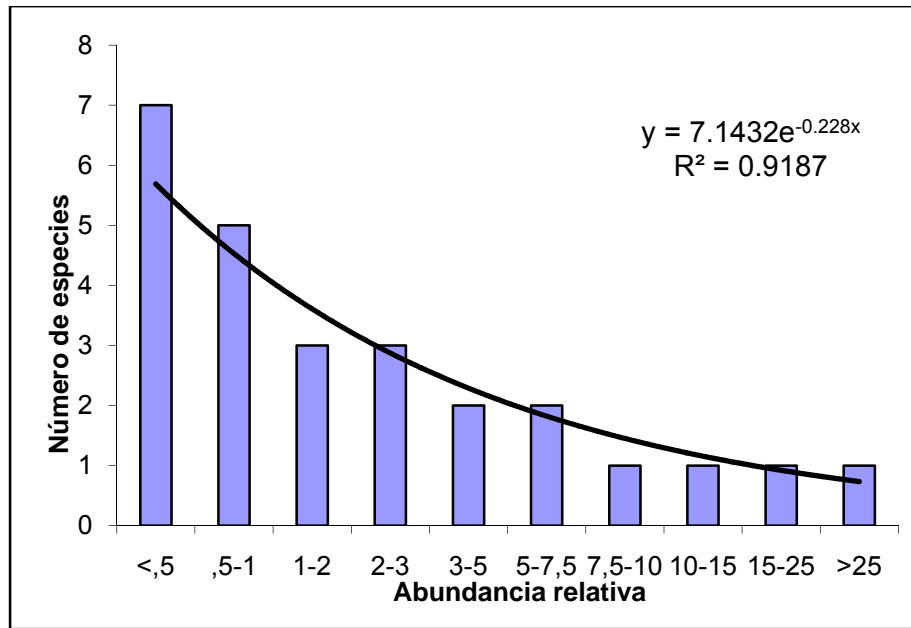


Figura 1. Patrón de la abundancia relativa de las especies en el área de estudio

La figura 2 muestra la densidad de individuos por hectárea de acuerdo a las clases diamétricas registradas en el estudio. Se aprecia que existe un decremento en la densidad de individuos conforme aumenta el diámetro de los mismos, siendo la clase 1-2 cm de diámetro la que presentó mayor número de individuos con más de 800 ind/ha. Lo anterior indica que existe un gran número de individuos en las clases diamétricas menores desde >1 - 9 cm de diámetro, mostrando que el sistema se encuentra en fases iniciales de la sucesión secundaria y que existe un estado de regeneración activo en el cual se encuentran presentes gran cantidad de individuos de porte menor y un pequeño número de individuos que sobrevivieron al incendio de diámetros mayores (>55 cm).

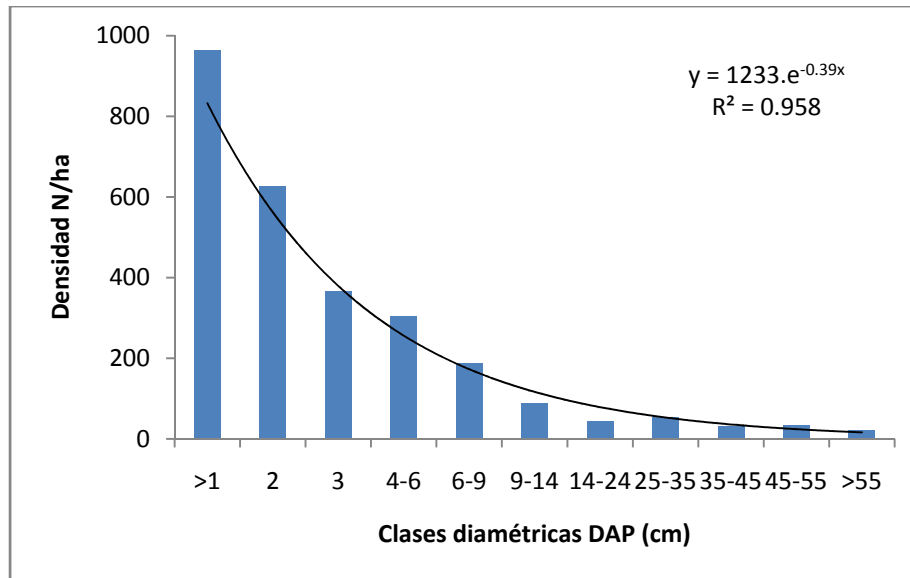


Figura 2. Densidad de individuos de acuerdo a clases diamétricas en el área de estudio.

Diversidad

La riqueza específica fue de 26 especies, con un valor del índice de Margalef (D_{Mg}) de 3.64. De acuerdo al índice de diversidad de Shannon (H') la comunidad evaluada presentó un valor de 2.39. Estos valores de riqueza y diversidad son altos para el ecosistema de estudio, ya que Alanís *et al.* (2008b) evaluaron un bosque de *Pinus-Quercus* 10 años después de haber sufrido un incendio forestal y registraron una riqueza específica de 10 especies, con valores de D_{Mg} de 1.72 y de H' de 1.60. No obstante, se debe considerar que, a diferencia del mencionado trabajo, el presente estudio se realizó en el límite inferior de la comunidad de *Pinus-Quercus*, en el ecotono entre dicha comunidad y el matorral submontano, donde es habitual que convivan individuos típicos de ambas comunidades y, por tanto, los valores de diversidad sean superiores.

Conclusiones

El ecosistema evaluado mostró una alta diversidad y riqueza de acuerdo a los índices estimados. Esto es debido a que es una zona de transición entre el bosque de pino-encino y el matorral submontano, y posee la presencia de especies de las dos comunidades vegetales. A esto hay que añadir que la zona evaluada se encuentra en un proceso de regeneración siendo habitual una mayor presencia de especies durante las primeras fases de la sucesión secundaria. Por ello la zona de estudio presentó mayor diversidad que otros estudios similares en áreas cercanas. La mayor densidad de individuos encontrada en el género *Quercus* se debió a su capacidad de rebrotar después de la ocurrencia de incendios forestales o de perturbaciones que lleven asociadas la pérdida de los tejidos aéreos.

Se presentó una alta cobertura foliar a pesar que la zona evaluada presenta una alta densidad de individuos de porte menor. Este hecho se explica por la sobrevivencia de algunos individuos de *Pinus pseudostrobus* que permitió que hubiera una cobertura superior al 100% y, por lo tanto, que tuviera lugar la sobreposición de copas. Por su parte, las especies de la comunidad de matorral submontano no poseen las ventajas adaptativas de especies como *Pinus pseudostrobus* y *Quercus spp*, con cortezas gruesas y resistentes las coníferas y con la activación de yemas subterráneas las frondosas. Por consiguiente las especies de zonas más bajas presentaron una mayor sensibilidad al incendio, lo que se ve claramente reflejado en la baja abundancia de dichas especies. No obstante, las copas de los individuos sobrevivientes de *Pinus pseudostrobus* brindan un ambiente favorable para el establecimiento del sotobosque y para que se presenten las condiciones óptimas en el medio para el establecimiento de regeneración natural así como las especies plantadas durante la reforestación.

Se considera necesario encaminar investigaciones hacia otras zonas de transición que no se encuentren perturbadas por incendios, así como la respuesta específica de las especies de las zonas de transición que son más severamente afectadas por estos sucesos ecológicos.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada al primer autor. Los autores agradecen al Parque Ecológico Chipinque (PECh) por todas las facilidades otorgadas, especialmente a la Lic. Lillian Belle Willcockson directora general. A la M.C. Pamela A. Canizales Velázquez y al M.C. Mchich Derak por las observaciones del escrito y al Ing. Milton G. Ruiz Bautista e Ing. Raúl Pulido por su participación en las actividades en campo. Se agradece a dos revisores anónimos por sus comentarios y observaciones que mejoraron considerablemente el escrito. CEAM está financiado por la Fundación Bancaja.

Literatura citada

- Alanís, E.; Jiménez, J.; Aguirre, O.A.; Treviño, E.J.; Jurado, E.; González, M.A. 2008a. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Ciencia UANL* 11(1):56-62.
- Alanís, E.; Jiménez, J.; Espinoza, D.; Jurado, E.; Aguirre, O.A.; González, M. A. 2008b. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2):113-118.
- Alanís, E.; Jiménez, J.; Pando, M.; Aguirre, O.A.; Treviño, E.J.; Canizales, P.A. 2010. Efecto de la exposición de ladera en la estructura arbórea en áreas restauradas post-incendio del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Acta Biológica Colombiana*. En prensa.
- Canizales, P.A.; Alanís, E.; Aranda, R.; Mata, J.M.; Jiménez, J.; Alanís, G.; Uvalle, J.I.; Ruiz, M.G. 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León, México. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15(2):115-120.
- Fry, D.L. 2008. Prescribed fire effects on deciduous oak woodland stand structure, northern Diablo Range, California. *Rangeland Ecology and Management* 61(3):294-301.

- García, J. y Jurado, E. 2008. Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares N. L., México. *Ra Ximhai* 4(1):1-21.
- González, M.A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Himmelsbach, L. 2007. Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino Encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques*. 13(2):51-63.
- González, M.A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Schulz, R. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management* 256:161-167.
- INEGI. 1986. Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 170 p.
- Jiménez, J.; Aguirre, O.A.; Kramer, H. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales*. 10(2):355-366.
- Kennedy, L.M.; Horn, S.P. 2008. Postfire vegetation recovery in highland pine forests of the Dominican Republic. *Biotropical* 40(4):412-421.
- Magurran, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. Oxford, UK. 256 pp.
- Martínez, H.C.; Rodríguez, D.A. 2008. Species diversity after prescribed burns at different intensities and seasons in a high altitude *Pinus hartwegii* forest. *Interciencia* 33(5):337-344.
- Mata, J.M.; Treviño, E.J.; Jiménez, J.; Aguirre, O.; Alanís, E.; Salinas, W.E. 2010. Evaluación de la siembra directa con especies de pino en la restauración de un ecosistema semiárido-templado. *Revista Ciencia UANL* 8(1):72-77.
- Mostacedo, B.; Fredericksen, T.S. 2000. *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. BOLFOR; Santa Cruz, Bolivia. 87p.
- Rodríguez, D.A.; Castro, U.B.; Zepeda, M.; Carr, R. 2007. First year survival of *Pinus hartwegii* following prescribed burns at different intensities and

different seasons in Central Mexico. *International Journal of Wildland Fire* 16(1): 54–62.

- Rodríguez-Trejo, D.A.; Fulé, P. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12(1):23-37.
- SEMARNAT, 2006. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. El medio ambiente en México 2005: En resumen. Disponible en: URL: <http://www.semarnat.gob.mx>
- Shannon, C. 1948. The mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27:379-423.
- Vera, V.; Rodríguez, D.A. 2007. Supervivencia y crecimiento en altura de *Pinus hartwegii* a dos años de quemas prescritas e incendios. *Agrociencia* 41(2): 219-230.
- Zavala, F. 2001. Introducción a la ecología de la regeneración natural de encinos. Universidad Autónoma de Chapingo. México. 94 p.

Capítulo V.

Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto en el Parque Ecológico Chipinque, México



Fotografía post-incendio tomada en el año 1998, se aprecian los rebrotes de un ejemplar del género *Quercus*.

Publicado como: Alanís, E.; Aguirre, O.; Jiménez, J.; Pando, M.; Treviño, E.J.; Aranda, R.; Canizales, P.A. 2010. Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto (*Pinus-Quercus*) en el Parque Ecológico Chipinque, México. Revista Interciencia. 35(9):690-695.

**Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies
leñosas de un ecosistema mixto (*Pinus-Quercus*) en el Parque Ecológico
Chipinque, México**

Eduardo Alanís-Rodríguez^{1,2}, Oscar Aguirre-Calderón¹, Javier Jiménez-Pérez¹,
Marisela Pando-Moreno¹, Eduardo J. Treviño-Garza¹, Rafael Aranda-Ramos³
Pamela A. Canizales Velázquez^{1,2}

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León.
Carretera Linares-Cd. Victoria Km 145. Apartado Postal 41. C. P. 67700, Linares,
N. L. México

²Departamento de Investigación y Manejo de Recursos Naturales, Parque
Ecológico Chipinque A. C. Ave. Ricardo Margáin Zozaya No. 440. C. P. 66261,
Garza García, N. L. México

³Sistemas de Innovación y Desarrollo Ambiental, S. C., Nuevo Sendero No.103
Oriente. Colonia Arboledas de Corregidora. C. P. 67130, Guadalupe, N. L. México

Resumen

Los incendios forestales son eventos naturales que ocurren frecuentemente en los ecosistemas de *Pinus-Quercus* en el noreste de México y su efecto sobre la regeneración de la vegetación en áreas con diferente severidad de incendio ha sido escasamente estudiado. El objetivo de la presente investigación fue evaluar el efecto de la severidad del incendio forestal suscitado en 1998 en el Parque Ecológico Chipinque, México. En el año 2007 se evaluaron dos áreas impactadas por un incendio con diferente severidad (media y alta). Se registraron un total de 31 especies leñosas, de las cuales comparten 22. Las especies más representativas en el área de severidad media fueron *Pinus pseudostrobus* (IVI=79,92%) *Quercus polymorpha* (IVI=67,11%), y *Q. rysophylla* (IVI=24,85%),

mientras en el área de severidad alta fueron *Q. polymorpha* (IVI=73,38%), *Q. rysophylla* (IVI=62,67%) y *Cercis canadensis* (IVI=36,58%). De acuerdo al coeficiente de similitud de Sorensen (I_s) se estimó que las áreas evaluadas presentan un 81% de semejanza. De acuerdo al índice de diversidad de Shannon (H') el área de severidad media presentó un valor de 2,34, mientras que la de severidad alta 2,47, lo que indica que son áreas diversas en comparación a los ecosistemas maduros de *Pinus-Quercus* de la Sierra Madre Oriental, los cuales presentan una diversidad menor ($H' \approx 1,50$). Los resultados no mostraron diferencias significativas en términos de diversidad-abundancia en base al método de *t* de *Hutcheson* ($P \leq 0,05$), de lo que se deriva que la severidad del incendio forestal en esta área no modificó la diversidad de las especies, pero de acuerdo a la prueba de *t* de *Student* sí modificó la densidad y área de copa.

Palabras clave: diversidad, estrato arbóreo, Sierra Madre Oriental.

Summary

Wildfires are natural events that occur frequently in the *Pinus-Quercus* ecosystems in northeastern Mexico and their effect on the regeneration of vegetation in areas with different wildfire severity has been poorly studied. The aim of this investigation was to evaluate the severity of wildfire in 1998, in the Ecological Park Chipinque, Mexico. In 2007 we evaluated 2 post-fire areas with different severity (medium and high). There were a total of 31 species, 22 of them were common to both places. The most represented species in the area of medium severity were *Pinus pseudostrobus* (IVI = 79,92%), *Quercus polymorpha* (IVI = 67,11%), and *Q. rysophylla* (IVI = 24,85%), while in the area of high severity were *Q. polymorpha* (IVI = 73,38%), *Q. rysophylla* (IVI = 62,67%) and *Cercis canadensis* (IVI = 36,58%). According to the similarity coefficient of Sorensen (I_s) these two ecosystems have an 81% similarity. According to Shannon diversity index (H') the area of medium severity had a value of 2,34, while the high severity area of 2,47, which indicates that different areas are diverse compared to mature ecosystems of

Pinus-Quercus in the Sierra Madre Oriental, which have a lower diversity index ($H' \approx 1,50$). The results showed no significant differences in diversity-abundance based method of *t* Hutcheson ($P \leq 0,05$), which shows that the intensity of wildfire in this area did not modify species diversity, but according to the *t* Student test, density and foliar cover were significantly modified.

Key Words: diversity, tree layer, Sierra Madre Oriental.

Introducción

El fuego es un elemento que ha modificado y modelado los ecosistemas forestales históricamente (Navarro *et al.*, 2008). Como elemento natural, ha contribuido a la selección de especies, a la composición de las formaciones vegetales y a su estabilidad o alternancia (González *et al.*, 2008). Sus efectos, destructores o renovadores, dependen de factores intrínsecos que definen el régimen del incendio (por ejemplo, frecuencia, intensidad y tamaño) y de otros propios de las condiciones físicas y de la vegetación afectada como clima, geomorfología, topografía, suelos, composición florística y fenología (Navarro *et al.*, 2008). A ellos hay que añadir la competencia entre las especies, regulada por los propios incendios, que pueden facilitar la instalación de las más resistentes o mejor dotadas para regenerarse rápidamente eliminando las más sensibles al fuego (Martínez y Rodríguez, 2008).

A nivel mundial existe abundante literatura sobre la influencia que tiene la severidad de los incendios forestales sobre la regeneración del componente vegetal en diversos ecosistemas (Keeley *et al.*, 2008; Weber *et al.*, 2008; Vega *et al.*, 2008). En México existen escasos estudios que evalúen características post-incendio (Rodríguez *et al.*, 2007, Vera y Rodríguez, 2007, Martínez y Rodríguez, 2008), los cuales están dirigidos principalmente a ecosistemas templados del centro del país. En el noreste de México se han desarrollado estudios cronológicos de la fitodiversidad post-incendio (González *et al.*, 2007; 2008) y de áreas

restauradas post-incendio (Jiménez *et al.*, 2005; Marroquín *et al.*, 2006; Alanís *et al.*, 2008a; 2010).

Los objetivos de la presente investigación fueron: (1) estimar la riqueza de especies leñosas con un diámetro ($d_{0.10m}$) ≥ 1 cm establecidas post-incendio en dos áreas con diferente severidad de incendio forestal (media y alta), (2) evaluar los indicadores ecológicos de densidad (A_r), dominancia (D_r), frecuencia (F_r), e índice de valor de importancia (IVI), (3) cuantificar la diversidad α y β , (4) comparar las densidades y áreas de copa por medio de la prueba de t de *Student* y (5) estimar la prueba de t de *Hutcheson* para evaluar si existen diferencias significativas en términos de diversidad-abundancia entre las áreas. La hipótesis es que las áreas con diferente severidad de incendio forestal (media y alta) presentan diferencias estadísticas en la diversidad-abundancia, densidad y área de copa.

Materiales y métodos

El estudio se realizó dentro del Parque Ecológico Chipinque (PECh) (Figura 1) el cual forma parte del Área Natural Protegida Parque Nacional Cumbres de Monterrey. El PECh posee una extensión territorial de 1,815 ha, localizadas en los municipios de San Pedro Garza García y Monterrey, en el estado de Nuevo León, México, presentando alturas que varían de los 740 a los 2,200 msnm y situándose entre las coordenadas geográficas 100°18' y 100°24' de longitud oeste y 25°33' y 25°35' de latitud norte (Alanís *et al.*, 2008a).



Figura 1. Localización del Parque Ecológico Chipinque.

En abril de 1998 un incendio forestal de severidad media-alta tuvo lugar durante seis días afectando significativamente una superficie aproximada de 250 ha, principalmente de bosque mixto *Pinus-Quercus* (García, 2000). De las 250 ha, 100 ha fueron afectadas por un incendio de tipo superficial y de copas que duró seis días impactando significativamente los elementos vegetales. Esta área fue clasificada como de severidad alta (Odion *et al.*, 2004; Miranda, 2004), ya que se afectó el 100% de la parte aérea de todos los elementos vegetales, causando efectos letales en las coníferas y sólo sobrevivió el sistema radical de especies de madera dura, además el suelo quedó totalmente desnudo y expuesto a la erosión (Miranda, 2004). Asimismo se afectaron durante dos días consecutivos 150 ha que se clasificaron como de severidad media (Figura 2), en las cuales se afectó del 50 al 100% de la parte aérea de los elementos vegetales y se dañó el estrato arbóreo pero no causó su muerte (Odion *et al.*, 2004; Miranda, 2004), presentándose sobrevivencia de los individuos más grandes de *Pinus pseudostrobus* Lindley. Ésta es una especie resistente al fuego debido a su gruesa corteza y a la protección de las yemas terminales que le permite recuperar el follaje quemado especialmente en estadios jóvenes (Rodríguez-Trejo & Fulé 2003); sólo hubo mortalidad de los árboles y arbustos más pequeños, dando como resultado un adelgazamiento de la masa forestal (Odion *et al.*, 2004). La diferencia en la severidad del fuego en las dos áreas se debió principalmente a las condiciones meteorológicas imperantes el día del incendio, siendo la dirección del viento (NE-

SO) el factor determinante en la severidad del mismo. En ambas áreas hubo sobrevivencia de especies del género *Quercus*, ya que las especies tienen como estrategia evolutiva regenerar asexualmente por medio de rebrotes (Zavala, 2000; Moreira *et al.*, 2008; Catry *et al.*, 2009).

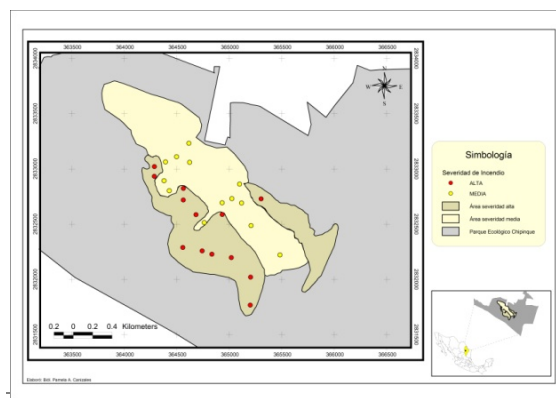


Figura 2. Área afectada por el incendio y sitios de muestreo

En el año 1998, después del incendio forestal se implementó un programa de restauración ecológica donde se realizaron prácticas silvícolas para favorecer la sucesión natural, colocando barreras naturales (material arbóreo incendiado colocado de forma perpendicular a la pendiente) para la acumulación de suelo de arrastre. Además se plantaron 2000 brinzales/ha de *Pinus pseudostrobus* de 15 cm de altura procedentes del vivero de la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL (Ilturbide, N. L.) en septiembre del mismo año (época de mayor precipitación). Dado que la estrategia evolutiva del género *Quercus* a los eventos post-incendio es la capacidad de rebrotar (Zavala, 2001), se podaron los rebrotes de cada individuo una vez al año durante los siguientes 5 años (1999 - 2004) dejando únicamente el que presentaba las mejores características fenotípicas (García, 2000) para disminuir la cobertura foliar y favorecer el crecimiento del *P. pseudostrobus* ya que es una especie heliófila (González *et al.*, 2008).

Para lograr los objetivos trazados en esta investigación, en julio de 2007 se establecieron dos áreas en las que se estudió la comunidad vegetal regenerada tras el fuego. Previo al incendio, ambas áreas estaban conformadas por un

bosque mixto de *Pinus-Quercus*, dónde destacaban por su densidad *Pinus pseudostrobus* (245 N/ha), *Quercus rysophylla* (56 N/ha), *Q. canbyi* (44 N/ha) y *Q. laceyi* (25 N/ha) (Jiménez *et al.*, 2001; González, 2005) y presentan condiciones similares (ecosistema mixto de *Pinus-Quercus*, clima seco, altitud entre 1,100 y 1,250 m, suelo litosol, pendiente entre 30 y 35° y exposición noreste) pero difieren en la severidad (alta vs. media) del incendio forestal de 1998, aspecto que fue objeto de evaluación.

Dada la alta densidad de individuos se establecieron sitios cuadrados de 100m² (Alanís *et al.*, 2008b), después se elaboró una curva especie-área (Mostacedo y Fredericksen, 2000) para cada comunidad con la finalidad de estimar el número mínimo de sitios necesarios para obtener información representativa de la diversidad de especies. Se realizaron en total 13 sitios de muestreo por área, de las cuales se obtuvieron los parámetros dasométricos de altura total (*h*) y área de copa (m²) de las especies arbóreas y arbustivas con un diámetro en la base ≥ 1 cm, para tener mayor representatividad.

Con los valores obtenidos se estimaron los indicadores ecológicos relativos de densidad (*A_r*), dominancia (*D_r*), frecuencia (*F_r*) e Índice de Valor de Importancia (*IVI*), con base en la metodología de Mueller y Ellenberg (1974). Para la estimación de la diversidad alfa se utilizó el índice de diversidad de Shannon (Shannon, 1948). Para evaluar si existe diferencia significativa en la diversidad-abundancia entre los sitios muestreados se realizó un test de *t de Hutcheson* (Magurran, 1988) dada por la ecuación [1] y con los grados de libertad estimados por la ecuación [2].

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(VarH'_1 + VarH'_2)^{1/2}} \quad [1]$$

$$df = \frac{(VarH'_1 + VarH'_2)^2}{\left[(VarH'_1)^2 / N_1 \right] + \left[(VarH'_2)^2 / N_2 \right]} \quad [2]$$

donde: H_i = índice de Shannon del área i ; $\text{Var } H_i$ = varianza del índice de Shannon del área i . N_i = número total de individuos en i -ésima área.

La varianza se estimó a partir de la ecuación [3]

$$\text{Var } H_i = \frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2}{N} - \frac{S-1}{2N^2} \quad [3]$$

donde S = total de especies del área i ; p_i = proporción de la especie i en el área i ; y N = número total de individuos.

La diversidad β se evaluó con base al índice de similitud/disimilitud a partir de datos cuantitativos de Morisita-Horn que se expresa mediante la ecuación [4] (Moreno, 2001; Magurran, 2004).

$$I_{MH} = \frac{2 \sum (a n_i * b n_j)}{(da + db) a N * b N} \quad [4]$$

donde: $a n_i$ = número de individuos de la i -ésima especie en el sitio A; $b n_j$ = número de individuos de la j -ésima especie en el sitio B; N = número total de individuos y da y db se describen a continuación [5,6]:

$$da = \frac{\sum a n_i^2}{a N^2} \quad db = \frac{\sum b n_i^2}{b N^2} \quad [5, 6]$$

Resultados y Discusión

De acuerdo a la información recabada se registraron 12 órdenes, 15 familias, 26 géneros y 31 especies. Las familias más abundantes fueron las de Fagaceae y Fabaceae con seis especies cada una. El género más abundante fue *Quercus*, con la presencia de *Q. canbyi*, *Q. laceyi*, *Q. laeta*, *Q. polymorpha*, *Q. rysophylla* y *Q. virginiana*. Estos resultados concuerdan con los de Alanís *et al.* (2008a) donde

registraron que *Quercus* es el género más abundante en áreas afectadas post-incendio en la Sierra Madre Oriental con cuatro especies, ya que este grupo posee la capacidad de rebrotar, que se estimula ante los efectos del aumento de la temperatura del suelo causada por el fuego (Zavala, 2000; Fry, 2008; Moreira *et al.*, 2008; Catry *et al.*, 2009).

Indicadores ecológicos

La especie con mayor peso ecológico del área afectada post-incendio de severidad media fue *Pinus pseudostrobus* con un IVI de 79,92% (Cuadro 1), ya que es la especie más abundante en los ecosistemas maduros de referencia (Jiménez *et al.*, 2001) y debido a su adaptación de su corteza gruesa que la hace resistente a incendios forestales de severidad baja y media (Rodríguez y Fulé, 2003). La densidad absoluta de *P. pseudostrobus* que sobrevivió al incendio fue de 208 N/ha, presentando una altura promedio de $15,3 \pm 3,3$ m y un área de copa de 9993 m²/ha. De los 2000 individuos de *P. pseudostrobus* plantados en 1998 sólo sobrevivieron 261 N/ha después de 9 años, presentando una altura promedio de $1,6 \pm 0,6$ m y un área de copa de 444 m²/ha. La sobrevivencia de 13% en el área se debió a la alta competencia interespecífica, ya que la vegetación de este ecosistema está adaptada al fuego y regenera eficientemente. Como consecuencia, aparecen especies con valores altos de densidad y área de copa, lo cual limita el óptimo desarrollo de *P. pseudostrobus*, especie con altos requerimientos lumínicos. Otras especies de importancia ecológica fueron *Quercus polymorpha* (IVI=67,11%, $h=2,41 \pm 1,40$) y *Q. rysophylla* (IVI=24,85%; $h=1.95 \pm 0.80$). La alta representación de estas dos especies se debe a que el género *Quercus* en el área previamente incendiada presentaba una alta densidad, específicamente la especie *Q. rysophylla* (Jiménez *et al.*, 2001).

Cuadro I. Indicadores ecológicos de las especies vegetales en áreas con diferente severidad de incendio (media y alta).

Nombre científico	Severidad media	Severidad alta
-------------------	-----------------	----------------

	Densidad		Dominancia		Frec.	IVI	Densidad		Dominancia		Frec.	IVI
	abs.	rel.	abs.	rel.			abs.	rel.	abs.	rel.		
<i>Acacia farnesiana</i>	15	0,38	53,52	0,28	2,11	2,77	15	0,54	16,09	0,16	1,30	2,00
<i>Agave americana</i>							46	1,62	24,65	0,24	1,30	3,16
<i>Arbutus xalapensis</i>	54	1,34	26,22	0,14	4,21	5,69	23	0,81	51,10	0,50	2,60	3,90
<i>Bacharis</i> sp.	8	0,19	1,83	0,01	1,05	1,25						
<i>Bauhinia macranthera</i>	23	0,58	32,92	0,17	2,11	2,85	92	3,24	207,21	2,01	5,19	10,45
<i>Ceanothus coeruleus</i>	15	0,38	25,51	0,13	1,05	1,57	0					
<i>Cercis canadensis</i>	292	7,29	600,71	3,14	9,47	19,91	377	13,24	1469,53	14,25	9,09	36,58
<i>Cordia boissieri</i>							8	0,27	2,55	0,02	1,30	1,59
<i>Croton torreyanus</i>	300	7,49	93,98	0,49	4,21	12,19	8	0,27	17,45	0,17	1,30	1,74
<i>Dasyllirion texanum</i>	15	0,38	7,26	0,04	1,05	1,47						
<i>Decatropis bicolor</i>	23	0,58	25,04	0,13	2,11	2,81	23	0,81	53,11	0,51	1,30	2,62
<i>Ehretia anacua</i>	8	0,19	2,96	0,02	1,05	1,26	8	0,27	5,17	0,05	1,30	1,62
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	15	0,38	1,22	0,01	1,05	1,44	154	5,41	62,50	0,61	1,30	7,31
<i>Fraxinus greggii</i>	62	1,54	41,69	0,22	2,11	3,86	15	0,54	29,05	0,28	1,30	2,12
<i>Ligustrum lucidum</i>	92	2,30	167,21	0,87	4,21	7,39	54	1,89	136,52	1,32	3,90	7,11
<i>Litsea novoleontis</i>	223	5,57	325,00	1,70	6,32	13,58	254	8,92	393,20	3,81	7,79	20,52
<i>Opuntia engelmannii</i>	15	0,38	10,40	0,05	1,05	1,49	15	0,54	7,17	0,07	1,30	1,91
<i>Persea pachypoda</i>	15	0,38	9,78	0,05	2,11	2,54	46	1,62	224,48	2,18	5,19	8,99
<i>Pinus pseudostrobus</i>	469	11,71	10438,19	54,53	13,68	79,92	115	4,05	90,05	0,87	7,79	12,72
<i>Pithecellobium pallens</i>	15	0,38	17,45	0,09	1,05	1,53						
<i>Quercus canbyi</i>	8	0,19	10,21	0,05	1,05	1,30	46	1,62	112,35	1,09	2,60	5,31
<i>Quercus laceyi</i>	185	4,61	658,09	3,44	1,05	9,10	108	3,78	39,33	0,38	1,30	5,46
<i>Quercus laeta</i>	269	6,72	793,76	4,15	8,42	19,29	154	5,41	418,74	4,06	5,19	14,66
<i>Quercus polymorpha</i>	1238	30,90	4311,14	22,52	13,68	67,11	508	17,84	3987,81	38,66	16,88	73,38
<i>Quercus rysophylla</i>	485	12,09	629,38	3,29	9,47	24,85	669	23,51	2833,51	27,47	11,69	62,67
<i>Quercus virginiana</i>	123	3,07	797,64	4,17	2,11	9,34	23	0,81	9,65	0,09	1,30	2,20
<i>Sargentia greggii</i>							8	0,27	3,40	0,03	1,30	1,60
<i>Sideroxylon</i> sp.							31	1,08	7,16	0,07	2,60	3,75
<i>Sisyrinchium angustifolium</i>	8	0,19	2,17	0,01	1,05	1,26						
<i>Sophora secundiflora</i>	31	0,77	58,65	0,31	3,16	4,23	38	1,35	107,51	1,04	2,60	4,99
<i>Zanthoxylum fagara</i>							8	0,27	4,89	0,05	1,30	1,62
Suma	4008	100	19141,94	100	100	300	2846	100	10314,17	100	100	300

abs.= absoluta, rel. = relativa, frec.= frecuencia e IVI= índice de valor de importancia.

El área afectada por el incendio forestal de severidad alta no presentó sobrevivencia de *P. pseudostrobus* debido a que este tipo de incendio tiene

efectos letales para las coníferas, ya que afectó el 100% del área de copa de todos los individuos. Sin embargo, individuos de otras especies, como del género *Quercus*, lograron permanecer debido a la sobrevivencia de su sistema radical y capacidad de rebrote, lo cual les permitió un establecimiento más rápido y efectivo de la parte aérea. En cuanto a las acciones de reforestación, éstas lograron incrementar la densidad nula de *P. pseudostrobus* a una densidad de 115 individuos/ha, con una altura de $1,46 \pm 0,68$ m y un área de copa de $90,05 \text{ m}^2/\text{ha}$ (Cuadro 1). Sin embargo sólo se logró una efectividad del 5% de sobrevivencia de *P. pseudostrobus*, ya que a pesar de presentar mejores condiciones lumínicas que el área de sobrevivencia media (ya que no había árboles adultos que compitieran por el recurso lumínico), los individuos tuvieron un establecimiento más lento, debido que el sistema radical de los brinzales presentan menor superficie por lo que el gasto energético para su desarrollo es mayor y por lo tanto presentan un crecimiento en altura más lento. Las especies con mayor peso ecológico son *Quercus polymorpha* (IVI=75,03%), *Q. rysophylla* (IVI=60,39%) y *Cercis canadensis* (IVI=38,22%). La alta presencia de *Quercus* es debida a que este género previo al incendio se presentaba como el segundo más abundante después de *P. pseudostrobus* (Jiménez *et al.*, 2001), y su estrategia ante los incendios forestales es regenerar asexualmente por medio del rebrote (Zavala, 2000; Fry, 2008).

Para determinar si existía diferencia significativa entre la densidad absoluta (n/ha) de los brinzales de *P. pseudostrobus* plantados en las dos áreas, se calcularon los valores promedio de los sitios de muestreo y se calculó la prueba de *t* de Student, dando como resultando que no existe diferencia significativa ($t=0,062$) (Figura 2).

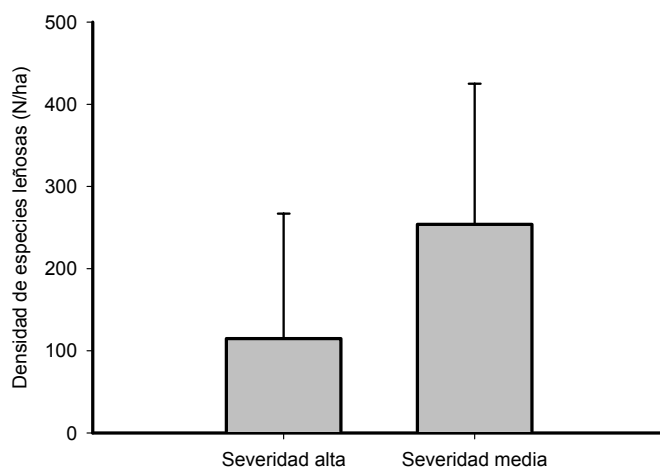


Figura 2. Valores promedio y desviación estándar de la densidad de especies leñosas (N/ha) en las áreas con diferente severidad.

El área afectada por el incendio forestal de severidad alta presentó una densidad de 2846 N/ha y un área de copa de 10314.17 m²/ha, mientras el área afectada por el incendio forestal de severidad media presentó una densidad de 4008 N/ha y un área de copa de 19141.94 m²/ha (Cuadro 1). Para evaluar si existía diferencia significativa entre la densidad absoluta (n/ha) y la dominancia absoluta (m²/ha) entre las áreas evaluadas, se procedió a calcular los valores promedio de los sitios de muestreo y se calculó la prueba de *t* de *Student*, obteniendo como resultado que sí existe diferencia significativa en los valores promedio de densidad ($t=0,040$) y dominancia (área de copa) ($t=0,024$). Esta diferencia se debió probablemente a la alta severidad del fuego provocó una mayor mortandad de individuos, debido a que afectó el sistema radical, y por lo tanto existe una menor área de copa.

En general, las áreas evaluadas presentan buena capacidad de regeneración tras el fuego, ya que muestran altos valores de densidad y área de copa (>100%). Si el objetivo del programa de restauración ecológica era aumentar las densidades de *P. pseudostrobus* para que fueran similares a las de un ecosistema maduro de referencia (245 N/ha) (Jiménez *et al.*, 2001; González, 2005), las acciones de reforestación ejecutadas en el área de severidad media fueron eficientes, ya que

además de los 208 N/ha que sobrevivieron se revegetaron 261 N/ha, sumando 469 N/ha en total. No obstante faltó la implementación de diferentes acciones para el área de severidad alta, ya que sólo se logró una densidad de 115 N/ha. Para futuras acciones de restauración post-incendio se recomienda que durante los primeros años después de la plantación se eliminen los individuos vecinos de las plántulas de *P. pseudostrobus*, para disminuir la competencia interespecífica y así favorecer su desarrollo.

Diversidad alfa (α)

Las áreas con diferente severidad de incendio presentaron la misma riqueza de especies ($S=26$). De acuerdo al índice de diversidad de Shannon (H') el área de severidad media presentó un valor de 2,34, mientras que la de severidad alta 2,47. Estos valores indican que son áreas diversas en comparación a los ecosistemas maduros de *Pinus-Quercus* de la Sierra Madre Oriental, los cuales presentan una diversidad menor ($H' \approx 1,50$) (Jiménez *et al.*, 2001; Alanís *et al.*, 2008a; González *et al.*, 2008). Para evaluar si existía diferencia significativa en términos de diversidad-abundancia entre las áreas evaluadas se utilizó el método de *t* de Hutcheson, del cual se derivó que no existe diferencia significativa en la diversidad-abundancia del componente arbóreo en las áreas con diferente severidad de incendio forestal ($t=1,77$; $g.l.=811$). Una explicación sería que el índice de Shannon toma en consideración dos variables, la riqueza de especies y la proporción de individuos de la especie *i* respecto al total de individuos (la abundancia relativa de la especie *i*), y ambas áreas presentaron la misma riqueza de especies y las especies tuvieron una abundancia relativa similar. Sin embargo la dominancia sí mostró diferencias significativas como se mencionó anteriormente, lo que modifica considerablemente la estructura de las masas forestales evaluadas, ya que ahora se presenta una mayor cobertura de copa en el área de severidad media (19141,94m²/ha) que en la de severidad alta (10314,17m²/ha). Sin embargo *P. pseudostrobus* sólo cubre 90,05 m²/ha, lo cual conllevará a un desarrollo

estructural diferente de la masa forestal debido al comportamiento heliófilo de la especie.

Diversidad beta (β)

La diferenciación en la composición de especies entre las áreas (diversidad β) se evaluó mediante el coeficiente de similitud cuantitativo de Morisita-Horn (I_{MH}), el cual adquiere valores entre 0 (no similar) y 1 (completamente similar) (Magurran, 2004). Los resultados de la investigación mostraron una similitud de 0,81, debido a que presentan 22 especies en común y este índice está fuertemente influido por la riqueza de especies y es altamente sensible a la abundancia de la especie más abundante (Magurran, 1988). Lo anterior indica que las áreas impactadas por diferente severidad de incendio forestal presentan una alta proporción de especies en común.

Conclusiones

De acuerdo a la presente investigación se demostró que áreas afectadas por diferente severidad de incendio forestal (media y alta) de un bosque de *Pinus-Quercus* del noreste de México presentan la misma riqueza de especies ($S=26$) y no mostraron diferencias significativas en relación a su diversidad-abundancia ($t=1,77$; $g.l.=811$), no obstante sí modificó la presencia de las especies más abundantes, la densidad ($t=0,040$) y área de copa ($t=0,024$). La composición de especies entre las áreas mostró una alta similitud ($I_{MH}=0,81$), indicando con lo anterior que están constituidas por un gran número de especies en común. Referente a la práctica de reforestación con brinzales de *P. pseudostrobus*, se obtuvo que las áreas presentaron bajos porcentajes de sobrevivencia ($<14\%$) y éstos no mostraron diferencias significativas entre las dos áreas ($t=0,062$). Es importante mencionar que se deben desarrollar investigaciones encaminadas al desarrollo de nuevas metodologías que permitan una mayor sobrevivencia en las plantaciones post-incendio.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada al primer autor. Los autores agradecen al Parque Ecológico Chipinque por todas las facilidades otorgadas, a la Lic. Lillian Belle Willcockson directora general del PECh por todo su apoyo, a la Ing. Silvia Rivera por sus comentarios y al Ing. Raúl Pulido Pérez e Ing. Milton G. Ruiz Bautista por su participación en las actividades en campo.

Literatura citada

- Alanís, E.; Jiménez, J.; Espinoza, D.; Jurado, E.; Aguirre, O.A.; González, M. A. 2008a. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2):113-118.
- Alanís, E.; Jiménez, J.; Aguirre, O.A.; Treviño, E.J.; Jurado, E.; González, M.A. 2008b. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Ciencia UANL* 11(1):56-62.
- Alanís, E.; Jiménez, J.; Pando, M.; Aguirre, O.A.; Treviño, E.J.; Canizales, P.A. 2010. Efecto de la exposición de ladera en la estructura arbórea en áreas restauradas post-incendio del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Acta Biológica Colombiana*. En prensa.
- Catry, F.X.; Moreira, F.; Duarte, I.; Acácio, V. 2009. Factors affecting post-fire crown regeneration in cork oak (*Quercus suber* L.) trees. *European Journal of Forest* 128(3):231-240.
- Fry, D.L. 2008. Prescribed fire effects on deciduous oak woodland stand structure, northern Diablo Range, California. *Rangeland Ecology and Management* 61(3):294-301.

- García, D. A. 2000. Restauración de la vegetación en los bosques de encino y pino en el Parque Ecológico Chipinque, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, UANL.
- González, M.A. 2005. Fire history and natural sucession after forest fires in pine-oak forest, an investigation in the ecological park "Chipinque", Northeast Mexico. Sierke Verlag, Göttingen, 92 pp.
- González, M.A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Himmelsbach, L. 2007. Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino Encino en la Sierra Madre Oriental. Madera y Bosques. 13(2):51-63.
- González, M.A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Schulz, R. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. Forest Ecology and Management 256:161-167.
- Jiménez, J.; Aguirre, O.A.; Kramer, H. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales. 10(2):355-366.
- Jiménez, J.; Jurado, E.; Aguirre, O.A.; Estrada, E. 2005. Effect of grazing on restoration of endemic dwarf pine (*Pinus culminicola* Andresen et Beaman) populations in northeastern Mexico. Restoration Ecology 13(1):103-107.
- Keeley, J.E.; Brennan, T.; Pfaff, A.H. 2008. Fire severity and ecosystem responses following crown fires in California scrublands. Ecological Applications 18(6):1530-1546.
- Magurran, A. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. New Jersey. 179 p.
- Magurran, A. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. Oxford, UK. 256 pp.
- Marroquín, R.; Jiménez, J.; Garza, F.; Aguirre, O.A.; Estrada, E.; Bourguet, R. 2006. Pruebas de regeneración artificial de *Pinus pseudostrobus* en localidades degradadas por incendios. Revista Ciencia UANL (9):298-303.

- Martínez, H.C.; Rodríguez, D.A. 2008. Species diversity after prescribed burns at different intensities and seasons in a high altitude *Pinus hartwegii* forest. *Interciencia* 33(5):337-344.
- Miranda, M.S. 2004. Determinación de las áreas de riesgo a incendios forestales del Parque Ecológico Chipinque, Nuevo León. En: Villers, R. L. y López Blanco J. (Editores). Incendios forestales en México. Métodos de evaluación. Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 164 p.
- Moreira, F.; Catry, F.X.; Duarte, I.; Acácio, V.; Silva, J.S. 2008. A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: an example with cork oak (*Quercus suber* L.) trees in Southern Portugal. In: Valk, A. ed. *Forest Ecology, Recent Advances in Plant Ecology*. Springer. p:77-84.
- Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manual y Tesis SEA. Editado por Cooperación Iberoamericana (CYTED), UNESCO (ORCYT) y SEA. Vol. 1. Pachuca, Hidalgo, México. 83p.
- Mostacedo, B.; Fredericksen, T.S. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. BOLFOR; Santa Cruz, Bolivia. 87p.
- Mueller-Dombois, D.; Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley, New York, 547p.
- Navarro, R.M.; Hayas, A.; García, A.; Hernández, C.R.; Duhalde, P.; González, L. 2008. Caracterización de la situación pos-incendio en el área afectada por el incendio de 2005 en el Parque Nacional de Torres del Paine (Chile) a partir de imágenes multiespectrales. *Revista Chilena de Historia Natural* 81(1):95-110.
- Odion, D.C.; Frost, E.J.; Strittholt, J.R.; Jiang, H.; Dellasala, D.A.; Moritz, M.A. 2004. Patterns of fire severity and forest conditions in the western Klamath Mountains, California. *Conservation Biology* 18(4):927–936.
- Rodríguez, D.A.; Castro, U.B.; Zepeda, M.; Carr, R. 2007. First year survival of *Pinus hartwegii* following prescribed burns at different intensities and different seasons in Central Mexico. *International Journal of Wildland Fire* 16(1): 54–62.

- Rodríguez-Trejo, D.A.; Fulé, P. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12(1):23-37.
- Shannon, C. 1948. The mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27:379-423.
- Vega, J.A.; Fernández, C.; Pérez, P.; Fonturbel, T. 2008. The influence of fire severity, serotiny, and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in three burnt areas in Galicia (NW Spain). *Forest Ecology and Management* 256(9):1596-1603.
- Vera, V. y Rodríguez, D.A. 2007. Supervivencia y crecimiento en altura de *Pinus hartwegii* a dos años de quemas prescritas e incendios. *Agrociencia* 41(2): 219-230.
- Weber, K.T.; Seefeldt, S.S.; Norton, J.M.; Finley, C. 2008. Fire severity modeling of sagebrush-steppe rangelands in Southeastern Idaho. *GIScience and Remote Sensing* 45(1):68-82.
- Zavala, F. 2000. El Fuego y la Presencia de Encinos. *Ciencia Ergo Sum* 7(3):269-276.
- Zavala, F. 2001. Introducción a la ecología de la regeneración natural de encinos. Universidad autónoma de Chapingo. México. 94 p.

Capítulo VI. Conclusiones generales

A manera de resumen de los capítulos anteriores, se presentan las conclusiones generales de los resultados emanados de este trabajo.

Esta investigación pone de manifiesto que los bosques de *Pinus-Quercus* post-incendio del noreste de México están constituidos predominantemente por especies del género *Quercus* sp. Al comparar la diversidad del elemento arbóreo de un área restaurada y otra regenerada naturalmente se encontró que el área con tratamiento de restauración presenta a *Pinus pseudostrobus* como la segunda especie con mayor peso ecológico. Esto es debido a las acciones de reforestación implementadas para incrementar la presencia de la especie, ya que es un elemento clave en los ecosistemas maduros del área de estudio. De acuerdo al análisis vertical del estrato arbóreo se determinó que ambas áreas son multicohortales y que el 92% de los individuos de *P. pseudostrobus* se encuentra en el estrato inferior. Referente a la diversidad β las áreas regeneradas naturalmente y restauradas presentaron una similitud media-alta y no presentaron diferencias estadísticas significativas en la diversidad, abundancia y dominancia.

Las áreas evaluadas con diferente exposición (NE y NO) pero sometidas al mismo tratamiento de restauración (con o sin) mostraron una similitud de 58% y 57% respectivamente, mientras que las que compartían exposición (NO y NE) ofrecieron una similitud del 70%. Estos datos indican que las áreas están más asociadas a la exposición de ladera de la SMO que por los tratamientos de restauración ecológica llevados a cabo. La densidad arbórea no mostró diferencias ($P=0.085$) entre tratamientos, mientras la dominancia fue menor ($P=0.000$) en el área restaurada con exposición noreste. La distribución vertical de las especies fue similar en las cuatro áreas evaluadas, mostrando que están constituidas por dos estratos predominantemente (II y III). De acuerdo al análisis de la riqueza y diversidad α , las áreas con tratamiento de restauración ecológica presentaron

mayor similitud a un ecosistema maduro de referencia que las áreas sin tratamiento.

El análisis de la zona de estudio -ecosistema de transición entre bosque de *Pinus-Quercus* y matorral submontano en el noreste de México- se demostró que el área presenta una alta diversidad y riqueza de especies vegetales leñosas de acuerdo a los índices estimados. Esto es debido a que es una zona de transición entre el bosque de *Pinus-Quercus* y el matorral submontano, y posee la presencia de especies de las dos comunidades vegetales. A esto hay que añadir que la zona evaluada se encuentra en un proceso de regeneración, siendo habitual una mayor presencia de especies durante las primeras fases de la sucesión secundaria. Por ello, la zona de estudio presentó mayor diversidad que otros estudios similares en áreas cercanas. La mayor densidad de individuos encontrada en el género *Quercus* se debió a su capacidad de rebrotar después de la ocurrencia de incendios forestales o de perturbaciones que lleven asociadas la pérdida de los tejidos aéreos.

En el área evaluada se presentó una alta cobertura foliar a pesar de que presenta una alta densidad de individuos de porte menor. Este hecho se explica por la sobrevivencia de algunos individuos de *Pinus pseudostrobus* que permitió que hubiera una cobertura superior al 100% y, por lo tanto, que tuviera lugar la superposición de copas. Por su parte, las especies de la comunidad de matorral submontano no poseen las ventajas adaptativas de especies como *Pinus pseudostrobus* y *Quercus spp*, con cortezas gruesas y resistentes la conífera y con la activación de yemas subterráneas las frondosas. Por consiguiente las especies de estratos bajos presentaron una mayor sensibilidad al incendio, lo que se ve claramente reflejado en la baja abundancia de dichas especies.

En la zona de estudio -ecosistema de transición entre bosque de *Pinus-Quercus* y matorral submontano en el noreste de México- las áreas afectadas por incendios forestales de diferente severidad (media y alta) presentaron la misma riqueza de

especies ($S=26$) y no mostraron diferencias significativas en relación a su diversidad-abundancia ($t=1,77$; $g.l.=811$). No obstante la intensidad del incendio sí modificó la presencia de las especies más abundantes, la densidad ($t=0,040$) y el área de copa ($t=0,024$). La composición de especies entre las áreas mostró una alta similitud ($I_{MH}=0,81$), indicando que están constituidas por un gran número de especies en común. Referente a la práctica de reforestación con brinzales de *P. pseudostrobus*, se obtuvo que las áreas presentaron bajos porcentajes de sobrevivencia ($<14\%$) y éstos no mostraron diferencias significativas entre las dos áreas ($t=0,062$).

En conjunto, los resultados de la presente investigación ponen de manifiesto que existen especies leñosas que regeneran bien después de un incendio forestal tanto en el bosque de *Pinus-Quercus* como en la zona de transición del bosque de *Pinus-Quercus* y el matorral submontano. De acuerdo a la clasificación propuesta por Pausas (2004) y Pausas *et al.* (2004), el 93% de las especies registradas en el bosque de *Pinus-Quercus* son rebrotadoras facultativas. Esta capacidad de respuesta ante el fuego es la responsable de la alta tasa de regeneración asexual de las comunidades vegetales estudiadas. Las especies que tienen como estrategia evolutiva rebrotar desde la base del tallo y raíz, persisten al fuego, de manera que las especies que existían antes del incendio vuelven a implantarse en la zona incendiada (Pausas 2004).

La persistencia de las poblaciones de especies no rebrotadoras desde la base del tallo y raíz (el caso de *P. pseudostrobus*) en condiciones de incendios recurrentes viene determinada por la longevidad del banco de semillas del suelo (Pausas *et al.* 2004), así como por sus ciclos vitales. Dos incendios distanciados temporalmente menos del periodo necesario para que la mayoría de los individuos lleguen a la edad adulta, implica la pérdida local de la especie (Pausas 2004). En estos casos, el establecimiento de las especies germinadoras obligadas está condicionado por el tamaño del incendio pues la aparición de nuevos individuos dependerá de la llegada de propágulos viables desde individuos madre situados fuera de los límites

del incendio. En los últimos años, los intervalos entre incendios forestales recurrentes de menos de 20 años se han producido repetidamente en las áreas evaluadas (González *et al.* 2008), de manera que, a pesar de que las especies del género *Pinus* regeneran muy bien después de un incendio (Richardson, 2000), la disminución del intervalo entre fuegos ha eliminado poblaciones de esta especie en esta localidad (Alanís *et al.* 2008).

Con base en los resultados de esta investigación se recomiendan las prácticas silvícolas de reforestación y eliminación de renuevos de *Quercus* sp. como técnicas de restauración ecológica en áreas post-incendio, ya que incrementan la densidad del *P. pseudostrobus*, sin alterar la diversidad, abundancia y dominancia del elemento arbóreo.

Con base en los resultados de esta investigación, se recomienda la generación de investigaciones científicas encaminadas a aumentar la eficacia de los métodos de restauración, desde la producción de planta de calidad, hasta el diseño, ejecución y mantenimiento de las plantaciones forestales. Si bien, desde el punto de vista técnico y económico el porcentaje de sobrevivencia de la plantación de *Pinus pseudostrobus* no fue favorable, las prácticas silvícolas de reforestación y eliminación de renuevos de *Quercus* sp. como técnicas de restauración ecológica, modificaron la estructura y composición del elemento vegetal acercando las características a los ecosistemas de referencia.

Se espera que el conjunto de resultados presentados en esta investigación haya contribuido al análisis de la efectividad de técnicas de restauración ecológica en ecosistemas mixtos de la Sierra Madre Oriental del noreste de México y que pueda ser utilizado en un futuro próximo para desarrollar técnicas que permitan a los gestores e investigadores mejorar las actividades de gestión, conservación y restauración de la cubierta vegetal de estos ecosistemas.

Literatura citada

- Alanís, E.; Jiménez, J.; Espinoza, D.; Jurado, E.; Aguirre, O.A.; González, M. A. 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2):113-118.
- González, M.A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Schulz, R. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management* 256:161-167.
- Richardson, D.M. 2000. *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge University Press. 527 pp.
- Pausas, J.G. 2004. La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo. En Vallejo, R.V.; Alloza, J.A. *Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo*. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM). Pp. 53.
- Pausas J.G.; Bradstock, R.A.; Keith, D.A.; Keeley, J.E. 2004. Plant functional traits in relation to fire in crow-fire ecosystems. *Ecology* (85):1085-1100.

Literatura citada

Aguirre, O.A.; Hui, G.; Gadow, K. V.; Jiménez, J. 2003. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *Forest Ecology and Management* 183:137-145.

Alanís, E.; Jiménez, J.; Aguirre, O.A.; Treviño, E.J.; Jurado, E.; González, M.A. 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Ciencia UANL* 11(1):56-62.

Alanís, E.; Jiménez, J.; Espinoza, D.; Jurado, E.; Aguirre, O.A.; González, M. A. 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2):113-118.

Alanís, E.; Jiménez, J.; Pando, M.; Aguirre, O.A.; Treviño, E.J.; Canizales, P.A. 2010. Efecto de la exposición de ladera en la estructura arbórea en áreas restauradas post-incendio del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Acta Biológica Colombiana*. En prensa.

Alanís, G.J. 1999. Flora emergente o pionera en el Parque Ecológico Chipinque. *Revista de divulgación Científica Ambiente Chipinque* (3):44-51.

Barrera, J.; Ríos, H. 2002. Acercamiento a la ecología de la restauración. *Perez-Arbelaesia* (13) 33-46.

Bonfil, C. 2006. Regeneration and population dynamics of *Quercus rugosa* at the Ajusco Volcano, México. In: *Ecological Studies*. M. Kappelle (Ed.) Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests (185):155-163.

Bray, J.R. and Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* (27):325-349.

Calderón, A. 2008. Efecto de los incendios forestales en la composición de especies arbóreas y arbustivas del Parque Ecológico Chipinque. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, UANL.

Canizales, P.A.; Alanís, E.; Aranda, R.; Mata, J.M.; Jiménez, J.; Alanís, G.; Uvalle, J.I.; Ruiz, M.G. 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León, México. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15(2):115-120.

Caribello, J. 2003. Restauración de Ecosistemas a partir del manejo de la vegetación, Guía Metodológica. Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial. Colombia. 96 pp.

Castillo, M.; Pedernera, P.; Peña, E. 2003. Incendios forestales y medio ambiente: una síntesis global. *Revista Ambiente y Desarrollo de CIPMA*. 19(3):44-53.

Catry, F.X.; Moreira, F.; Duarte, I.; Acácio, V. 2009. Factors affecting post-fire crown regeneration in cork oak (*Quercus suber* L.) trees. *European Journal of Forest* 128(3):231-240.

Chauhan, M. 2005. Book Review. Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. *Restoration Ecology*. 13(3):578-579.

Cipollini, K.; Maruyama, A.; Zimmerman, C. 2005. Planning for restoration: A decision Analysis Approach to prioritization. *Restoration Ecology*. 13(3):460-470.

Clifford, H. and Stephenson, W. 1975. An introduction to numerical classification. Academia Press, London, 229 p.

CONAFOR, 2008. Comisión Nacional Forestal. Evaluación de áreas impactas por incendios forestales. [Fecha de consulta: Febrero 2009] Disponible en: URL: <http://www.confaor.gob.mx>

Corral, J.J.; Aguirre, O.A.; Jiménez, J.; Corral, S. 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el Bosque Mesófilo de Montaña "El Cielo", Tamaulipas, México. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales*. 14(2):217-228.

Curtis, J.T. and McIntosh, R.P. 1951. An upland forest continuum in the Praire Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology* 32: 476-496.

Danilin, I. 2009. Structural and functional organization of a larch phytocenosis in a postfire progressive succession in the north of Central Siberia. *Contemporary Problems of Ecology* 2(1):55-65.

Del Río, M.; Montes, F.; Cañellas, I.; Montero, G. 2003. Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales*. 12(1):159-176.

Espelta, J.M.; Bonfil, C.; Alumbrosos, J.R. 2007. Respuesta a la reiteración de perturbaciones del monte bajo de encina y roble y posibles tratamientos de mejora. *Cuaderno de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 21:37-42.

Felfili, J.; Terra, A.R.; William, C.; Meirelles, E.M. 2007. Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30(4):611-621.

Feroz, S.M.; Hagihara, A.; Yokota, M. 2006. Stand structure and woody species diversity in relation to stand stratification in a subtropical evergreen broadleaf forest, Okinawa Island. *Journal of Plant Research* 119(4):293-301.

Ferry, J. W.; Bernard, C.S.; Van Beek, M.; Breman, F.C.; Eichhorn, C.A. 2008. Tree diversity, composition, forest structure and aboveground biomass dynamics after single and repeated fire in a Bornean rain forest. *Oecologia* 158(3):579-588.

Finol, H. 1975. La silvicultura en la Orinoquia Venezolana. *Revista Forestal Venezolana* 18:37-112.

Fry, D.L. 2008. Prescribed fire effects on deciduous oak woodland stand structure, northern Diablo Range, California. *Rangeland Ecology and Management* 61(3):294-301.

Fu, X.; Xiu, L.; Du, X.; He, H. 2006. Post-fire habitat restoration of sables during winter season in northern slope of the Great Xing'an Mountains. *Journal of Forestry Research* 17(3):231-237.

Gallegos, V.; Navarro, R.M.; Fernández, P.; Valle, G. 2003. Postfire regeneration in *Pinus pinea* L. and *Pinus pinaster* Aiton in Andalusia (Spain). *Environmental Management* 31(1):86-99.

García, D. A. 2000. Restauración de la vegetación en los bosques de encino y pino en el Parque Ecológico Chipinque, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, UANL.

García, J. y Jurado, E. 2008. Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares N. L., México. *Ra Ximhai* 4(1):1-21.

Giménez, A.M.; Hernández, P.; Gerez, R.; Ríos, N. A. 2007. Diversidad vegetal en siete unidades demostrativas del chaco semiárido argentino. *Maderas y Bosques* 13(1):61-78.

González, C. A. 1993. The economic impact of fire on forest resources. *Wildfire* (1):16-21.

González, M.; Ramírez, N.; Galindo, L. 2006. Secondary Succession in Montane Pine-Oak Forests of Chiapas, Mexico. *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests* (185):209-221.

González, M.A. 2005. Fire history and natural sucesion after forest fires in pine-oak forest, an investigation in the ecological park "Chipinque", Northeast Mexico. Sierke Verlag, Göttingen, 92 pp.

González, M.A.; Himmelsbach, W.; Jiménez, J.; Müller, B. 2005. Reconstruction of fire history in pine-oak forests in the Sierra Madre Oriental, Mexico. *Forestarchiv* 76:138-143.

González, M.A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Himmelsbach, L. 2007. Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino Encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques*. 13(2):51-63.

González, M.A.; Schwendenmann, L.; Jiménez, J.; Schulz, R. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management* 256:161-167.

Gouveia, C.; DaCamara, C.C. and Trigo R.M. 2010. Post-fire vegetation recovery in Portugal based on spot/vegetation data. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 10:673-684.

Guzmán, J. and Williams, G. 2006. Edge Effect on Acorn Removal and Oak Seedling Survival in Mexican Lower Montane Forest Fragments. *New Forest* 31(3):487-495.

Haire, S.L and McGarigal K. 2008. Inhabitants of landscape scars: succession of woody plants after large, severe forest fires in Arizona and New Mexico. *The Southwestern Naturalist* 53(2):146–161.

Hernández-Clemente, R.; Navarro, R.M.; Hernández-Bermejo, J.E.; Escuin, S.; Kasimis, N.A. 2009. Analysis of Postfire Vegetation Dynamics of Mediterranean Shrub Species Based on Terrestrial and NDVI Data. *Environmental Management* 43(5):876-887.

INEGI. 1986. Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 170 p.

Jiménez, J.; Aguirre, O.A.; Kramer, H. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales*. 10(2):355-366.

Jiménez, J.; Alanís, E.; Aguirre, O.A.; Pando, M.; González, M.A. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Madera y Bosques* 15(3):5-20.

Jiménez, J.; Jurado, E.; Aguirre, O.A.; Estrada, E. 2005. Effect of grazing on restoration of endemic dwarf pine (*Pinus culminicola* Andresen et Beaman) populations in northeastern Mexico. *Restoration Ecology* 13(1):103-107.

Juárez, S.; Cano, Z. 2007. El cuarto elemento y los seres vivos: Ecología del fuego. *Ciencias* (85):4-12.

Keeley, J.E.; Brennan, T.; Pfaff, A.H. 2008. Fire severity and ecosystem responses following crown fires in California scrublands. *Ecological Applications* 18(6):1530-1546.

Keith, B. 2004. Global restoration network. *Ecological Restoration*. Vol. 22(4):252.

Kennedy, L.M. and Horn, S.P. 2008. Postfire vegetation recovery in highland pine forests of the Dominican Republic. *Biotropical* 40(4):412-421.

Kodandapani, N.; Cochrane, M.A.; Sukumar, R. 2009. Forest fire regimes and their ecological effects in seasonally dry tropical ecosystems in the Western Ghats, India. In: M.A. Cochrane, ed. *Tropical Fire Ecology*. Springer. Pp. 335-354.

Lambers, H.; Chapin III, F.S.; Pons, T.L. 1998. *Plant Physiological Ecology*. Springer-Verlag, Nueva York, 540 p.

Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas, posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido*. Instituto de Silvicultura de la Universidad de Gottingen, Alemania.

Liceaga, E. 2009. Efecto de prácticas de conservación de suelo post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, UANL.

Lindig-Cisneros, R. 2010. Ecological Restoration in Mexico: The Challenges of a Multicultural Megadiverse Country. *Ecological Restoration* 28(3):232-233.

Magurran, A. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. New Jersey. 179 p.

Magurran, A. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. Oxford, UK. 256 pp.

Marroquín, R.; Jiménez, J.; Garza, F.; Aguirre, O.A.; Estrada, E.; Bourguet, R. 2006. Pruebas de regeneración artificial de *Pinus pseudostrobus* en localidades degradadas por incendios. *Revista Ciencia UANL* (9):298-303.

Martínez, H.C. and Rodríguez, D.A. 2008. Species diversity after prescribed burs at different intensities and seasons in a high altitude *Pinus hartwegii* forest. *Interciencia* 33(5):337-344.

Mata, J.M.; Treviño, E.J.; Jiménez, J.; Aguirre, O.; Alanís, E.; Salinas, W.E. 2010. Evaluación de la siembra directa con especies de pino en la restauración de un ecosistema semiárido-templado. *Revista Ciencia UANL* 8(1):72-77.

Mayer, P. 2006. Biodiversity-The appreciation of different thought styles and values helps to clarify the term. *Restoration Ecology*. 14(1):105-111.

Meerhoff, E. 2008. El fenómeno meteorológico el niño 1997-1998 a escala regional y por países. Informe de pasantía PHI-LAC UNESCO. 19 pp.

Minnich, R.A.; Barbour, M.G.; Burk, J.H.; Sosa, R.J. 2000. Californian mixed-conifer forests under unmanaged fire regimes in the Sierra San Pedro Mártir, Baja California, México. *Journal of Biogeography* 27:105-129.

Miranda, M.S. 2004. Determinación de las áreas de riesgo a incendios forestales del Parque Ecológico Chipinque, Nuevo León. En: Villers, R. L. y López Blanco J. (Editores). Incendios forestales en México. Métodos de evaluación. Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 164 p.

Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Robles, P. 1997. Megadiversidad, los países biológicamente más ricos del mundo. CEMEX, México. 501 p.

Moreira, F.; Catry, F.X.; Duarte, I.; Acácio, V.; Silva, J.S. 2008. A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: an example with cork oak (*Quercus suber* L.) trees in Southern Portugal. In: Valk, A. ed. Forest Ecology, Recent Advances in Plant Ecology. Springer. p:77-84.

Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manual y Tesis SEA. Editado por Cooperación Iberoamericana (CYTED), UNESCO (ORCYT) y SEA. Vol. 1. Pachuca, Hidalgo, México. 83p.

Mostacedo, B. y Fredericksen, T.S. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. BOLFOR; Santa Cruz, Bolivia. 87p.

Mueller-Dombois, D. and Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley, New York, 547p.

Navarro, R.M.; Hayas, A.; García, A.; Hernández, C.R.; Duhalde, P.; González, L. 2008. Caracterización de la situación pos-incendio en el área afectada por el incendio de 2005 en el Parque Nacional de Torres del Paine (Chile) a partir de imágenes multiespectrales. Revista Chilena de Historia Natural 81(1):95-110.

Odion, D.C.; Frost, E.J.; Strittholt, J.R.; Jiang, H.; Dellasala, D.A.; Moritz, M.A. 2004. Patterns of fire severity and forest conditions in the western Klamath Mountains, California. Conservation Biology 18(4):927–936.

Pausas J.G.; Bradstock, R.A.; Keith, D.A.; Keeley, J.E. 2004b. Plant functional traits in relation to fire in crow-fire ecosystems. Ecology (85):1085-1100.

Pausas, J.G. 2004a. La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo. En Vallejo, R.V.; Alloza, J.A. Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM). Pp. 53.

Petit, J. 2008. Clasificación, Estructura y Composición de los Bosques. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. Universidad de los Andes, Venezuela.

Prach, K. and Hobbs, R.J. 2008. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology* 16(3):363-366.

Pretzsch, H. 1996. Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handels. Deutscher Verband Forestlicher Forschungsanstalten. Sekt. Ertragskunde. Nehresheim, 134-154.

Prieto, P.; Peñuelas, J.; Lloret, F.; Llorens L. and Estiarte, M. 2009. Experimental drought and warming decrease diversity and slow down post-fire succession in a Mediterranean shrubland. *Ecography* 32: 623-636.

Ramamoorthy, T.P.; Bye, R.; Lot, A.; Fa J. (eds.) 1993. *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, New York.

Ramírez-Marcial, N.; González-Espinosa, M.; Camacho-Cruz, A.; Ortiz-Aguilar, D. 2010. Forest Restoration in Lagunas de Montebello National Park, Chiapas, Mexico. *Ecological Restoration* 28(3):354-360.

Richardson, D.M. 2000. *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge University Press. 527 pp.

Robichaud, P.R.; Lewis, S.A.; Brown, R.E.; Ashmun, L.E. 2009. Emergency post-fire rehabilitation treatment effects on burned area ecology and long-term restoration. *Fire Ecology Special Issue* 5(1):115-128.

Robichaud, P.R.; Wagenbrenner, J.W.; Brown, R.E.; Wohlgemuth, P.M.; Beyers, J.L. 2008. Evaluating the effectiveness of contour-felled log erosion barriers as a post-fire runoff and erosion mitigation treatment in the western United States. *International Journal of Wildland Fire* 17:255–273.

Rodríguez, D.A.; Castro, U.B.; Zepeda, M.; Carr, R. 2007. First year survival of *Pinus hartwegii* following prescribed burns at different intensities and different seasons in Central Mexico. *International Journal of Wildland Fire* 16(1): 54–62.

Rodríguez-Trejo, D.A. and Myers, R.L. 2010. Using oak characteristics to guide fire regime restoration in mexican pine-oak and oak forests. *Ecological Restoration* 28(3):303-323.

Rodríguez-Trejo, D.A.; Fulé, P. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12(1):23-37.

Romero, J.L. 2009. Evaluación de la flora emergente en áreas impactadas por el fuego el 15 de junio del 2006 en el Parque Ecológico Chipinque. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, UANL.

Ruiz, M.; Mitchell, T. 2005. Restoration Success: How is it being measured? *Restoration Ecology*. 13(3):569-577.

Sánchez, O.; Peters, E.; Márquez-Huitzil, R.; Vega, E.; Portales, G.; Valdez, M.; y Azuara D. (eds.) 2005. Temas sobre restauración ecológica. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, U.S. Fish and Wildlife Service, Unidos para la Conservación A.C. 256 p.

Sánchez-Velásquez, L. R.; Pineda-López, M. A.; Galindo-González, J.; Díaz-Fleischer F.; Zúñiga, J. L. 2009. Opportunity for the study of critical successional processes for the restoration and conservation of mountain forest: The case of mexican pine plantations. *Interciencia* 34(7):518-522.

Scott L.; Moghaddas, J.J.; Edminster, C.; Fiedler, C.E.; Haase, S.; Harrington, M.; Keeley, J.E.; Knapp, E.E.; McIver, J.D.; Metlen, K.; Skinner, C.N.; Youngblood, A. 2009. Fire treatment effects on vegetation structure, fuels, and potential fire severity in western U.S. forests. *Ecological Applications* 19(2):305-320.

SEMARNAT, 2006. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. El medio ambiente en México 2005: En resumen. Disponible en: URL: <http://www.semarnat.gob.mx>

Shannon, C. 1948. The mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27:379-423.

Society for Ecological Restoration International (SER). 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Disponible en: <http://www.ser.org/>

Society for Ecological Restoration International (SER). Science and Policy Working Group. The SER Primer on Ecological Restoration. 2002. [Fecha de consulta: Enero 2009] Disponible en: URL: <http://www.ser.org/>

Solís, R.; Aguirre, O.A.; Treviño, E.J.; Jiménez, J.; Jurado, E.; Corral, J. 2006. Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y Bosques* 12(2):49-64.

Torres-Rojo, J.M.; Magaña-Torres, O.S.; Ramírez-Fuentes, G.A. 2007. Long run forest fire danger index. *Agrociencia* 41(6):663-674.

Vallejo, V.R.; Valdecantos, A. 2008. Fire. In: Land care in desertification affected area: From science toward application (LUCINDA project). Booklet Series B2. (http://geografia.fcsh.unl.pt/lucinda/desertification_processes.html)

Van Leeuwen, W.J. 2008. Monitoring the Effects of Forest Restoration Treatments on Post-Fire Vegetation Recovery with MODIS Multitemporal Data. *Sensors* 8(3):2017-2042.

Vega, J.A.; Fernández, C.; Pérez, P.; Fonturbel, T. 2008. The influence of fire severity, serotiny, and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in three burnt areas in Galicia (NW Spain). *Forest Ecology and Management* 256(9):1596-1603.

Vega, J.A.; Fernández, C.; Pérez-Gorostiaga, P.; Fonturbel, T. 2010. Response of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) recruitment to fire severity and post-fire management in a coastal burned area in Galicia (NW Spain). *Plant Ecology* 206(2):297-308.

Vera, V. y Rodríguez, D.A. 2007. Supervivencia y crecimiento en altura de *Pinus hartwegii* a dos años de quemas prescritas e incendios. *Agrociencia* 41(2): 219-230.

Weber, K.T.; Seefeldt, S.S.; Norton, J.M.; Finley, C. 2008. Fire severity modeling of sagebrush-steppe rangelands in Southeastern Idaho. *GIScience and Remote Sensing* 45(1):68-82.

Whisenant, S. 2005. First steps in erosion control. *Forest restoration in landscapes*. Springer New York pp. 350-356.

Xi, W.; Peet, R.K.; Urban, D.L. 2008. Changes in forest structure, species diversity and spatial pattern following hurricane disturbance in a Piedmont North Carolina forest, USA. *Journal of Plant Ecology* (1):43-57.

Zamora R, García P, Gómez L. 2004. Las interacciones planta-planta y planta animal en el contexto de la sucesión ecológica. En: Valladares F. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid, p. 371-393.

Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. fourth edition. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Zavala, F. 2000. El Fuego y la Presencia de Encinos. *Ciencia Ergo Sum* 7(3):269-276.

Zavala, F. 2001. *Introducción a la ecología de la regeneración natural de encinos*. Universidad autónoma de Chapingo. México. 94 p.